



## **Projekt 2: Vurdering af fremtidige indsamlingssystemer for husholdningsaffald i Århus Kommune**

Miljø, økonomi og service

**Larsen, Anna Warberg; Møller, Jacob; Merrild, Hanna Kristina; Christensen, Thomas Højlund**

*Publication date:*  
2008

*Document Version*  
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Larsen, A. W., Møller, J., Merrild, H. K., & Christensen, T. H. (2008). *Projekt 2: Vurdering af fremtidige indsamlingssystemer for husholdningsaffald i Århus Kommune: Miljø, økonomi og service*. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

---

### **General rights**

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

**Projekt 2:  
Vurdering af fremtidige  
indsamlingssystemer for  
husholdningsaffald  
i Århus Kommune**

*Miljø, økonomi og service*

*10. september, 2008*

Anna Warberg Larsen  
Jacob Møller  
Hanna Merrild  
Thomas Højlund Christensen

DTU Miljø  
Institut for vand og miljøteknologi  
Danmarks Tekniske Universitet

## Forord

Denne rapport er hovedrapporten for et projekt om vurdering af miljø, økonomi og service for fremtidige affaldssystemer for husholdningsaffald i Århus Kommune. Projektet (Projekt 2) er udført i et samarbejde mellem AffaldVarme Århus, Århus Kommune og DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet og er en fortsættelse af det foregående projekt (Projekt 1) om vurdering af det nuværende affaldssystem. Hovedrapporten til Projekt 2 er en sammenfatning af vurderingens resultater, mens relevante systembeskrivelser og data er præsenteret i bilagsrapporter samt i hovedrapporten til Projekt 1. Projekt 2 omhandler scenarier for fremtidige affaldssystemer, som vurderes med hensyn til miljømæssige, økonomiske og servicemæssige aspekter. Dette er gjort i form af en livscyklusvurdering af miljøpåvirkninger og ressourceforbrug, en analyse af budgetøkonomi samt en vurdering af servicekvaliteten. Alle forbedringer eller forværringer af affaldshåndteringen ses i forhold til det nuværende affaldssystem.

Følgende projektrapporter supplerer denne rapport:

- Livscyklusvurdering og økonomisk vurdering af husholdningsaffald i Århus Kommune (hovedrapport til Projekt 1)
- Bilagsrapport 1: Systembeskrivelse for dagrenovation Århus Kommune
- Bilagsrapport 2: Systembeskrivelse for storskrald Århus Kommune
- Bilagsrapport 3: Systembeskrivelse for farligt affald Århus Kommune
- Bilagsrapport 4: Systembeskrivelse for affaldsindsamling Århus Kommune
- Bilagsrapport 5: Datagrundlag for økonomiske beregninger
- Bilagsrapport 6: Analyse af batterier fra husholdninger i Århus Kommune
- Bilagsrapport 7: Analyse af malingaffald fra husholdninger i Århus Kommune
- Bilagsrapport 8: Scenarier for det fremtidige affaldssystem i Århus Kommune

Projektet er udført over 2 år i perioden 2006-2008 sideløbende med projektet om vurdering af det nuværende affaldssystem. Miljø- og økonomivurderingens basisår er 2005. AffaldVarme Århus har leveret oplysninger til kortlægning af affaldsmængder, behandlingsveje for affaldet, affaldssystemets økonomi samt synspunkter om service. Der er parallelt gennemført to projekter med forbrændingstest for at fremskaffe data til modellering af forbrændingsprocessen samt kortlægge udvalgte fraktioners indhold af tungmetaller. DTU Miljø har stået for øvrig dataindsamling, beregning og modellering samt afrapportering af projektresultatet.

Undervejs var der nedsat en styringsgruppe med repræsentanter fra både AffaldVarme Århus og DTU Miljø. Der blev afholdt seks styringsgruppemøder i løbet af projektperioden. Fra AffaldVarme Århus har Bjarne Munk Jensen, Dorthe Hamann, Louise Heiden, Erik Damgaard, Hanne Rasmussen, Henning Ettrup og Juul Meldgaard deltaget i styringsgruppen, og fra DTU Miljø har Thomas Højlund Christensen, Christian Riber, Anna Warberg Larsen, Hanna Merrild, Jacob Møller og Lotte Fjelsted deltaget. En stor tak til øvrige medarbejdere hos AffaldVarme Århus og DTU Miljø, der har deltaget på styringsgruppemøderne og bidraget til projektarbejdet.

DTU Miljø takker for det konstruktive og udbytterige samarbejde i projektet.

På vegne af arbejdsgruppen på DTU Miljø  
Anna Warberg Larsen

---

# Indhold

<b>1</b>	<b>INDLEDNING</b>	<b>3</b>
1.1	BAGGRUND	3
1.2	FORMÅL	3
1.3	METODER	4
1.4	SYSTEMAFGRÆNSNINGER	5
1.5	LÆSEVEJLEDNING	6
<b>2</b>	<b>FREMTIDSSCENARIER FOR DAGRENOVATION</b>	<b>7</b>
2.1	SCENARIER	7
2.2	LIVSCYKLUSVURDERING FOR DAGRENOVATION	9
2.2.1	Forudsætninger	9
2.2.2	Resultater	11
2.2.3	Delkonklusioner	26
2.3	ØKONOMIVURDERING FOR DAGRENOVATION	28
2.3.1	Datagrundlag	28
2.3.2	Resultater	29
2.4	VURDERING AF SERVICENIVEAUET	34
2.4.1	Service og affald	34
2.4.2	Metode	34
2.4.3	Undersøgelsen	36
2.4.4	Resultater	37
<b>3</b>	<b>STORSKRALD OG FARLIGT AFFALD</b>	<b>41</b>
3.1	MALINGAFFALD	41
3.2	BATTERIER	45
3.2.1	Sammenligning af sorteringsforsøg med analyser fra litteraturen	45
3.2.2	Genanvendelse af batterier – LCA-beregning	45
3.2.3	Forbrænding af batterier – LCA-beregning	48
3.3	EE-AFFALD	50
3.3.1	Genanvendelse af EE-affald – LCA-beregning	50
3.3.2	Forbrænding af EE-affald – LCA-beregning	50
3.4	BRÆNDBART STORSKRALD	50
3.5	OPSUMMERING	51
3.5.1	Malingaffald	51
3.5.2	Batterier	51
3.5.3	EE-affald	52
3.5.4	Brændbart storskrald	52
<b>4</b>	<b>INDSAMLING AF AFFALD</b>	<b>53</b>
4.1	RESULTATER	53
4.1.1	Ændringer af brændstofforbrug i forhold til basisscenarie	53
4.1.2	Potentielle miljøpåvirkninger i forhold til basisscenariet	54
4.1.3	Eurostandarder	55
4.2	DELKONKLUSION	57
<b>5</b>	<b>SAMLET OPSUMMERING</b>	<b>58</b>
5.1	FORMÅL MED PROJEKTET	58
5.2	OPSUMMERING AF RESULTATER FOR DAGRENOVATION	58
5.2.1	Introduktion til fremtidsscenarierne	58
5.2.2	Miljøvurdering	59
5.2.3	Økonomivurdering	60
5.2.4	Servicevurdering	61
5.2.5	Kommentarer til forudsætninger	61
5.3	SAMMENSTILLET VURDERING AF MILJØ, ØKONOMI OG SERVICE	61
5.4	ANDRE FORBEDRINGER AF SYSTEMET	63
5.5	KONKLUSION	63
<b>6</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>65</b>



---

# 1 Indledning

I dette kapitel redegøres først for baggrund og formål med projektet. Dernæst opsummeres kort de metoder, der er anvendt i analyserne. Afgrænsninger af affaldssystemet, herunder den funktionelle enhed i livscyklusvurderingen, beskrives også. Der henvises i øvrigt til metode- og systembeskrivelse i det foregående projekt om det nuværende affaldssystem i Århus Kommune, se rapporten (Larsen et al. 2007). Kapitlet afsluttes med en læsevejledning for rapporten.

## 1.1 Baggrund

Baggrunden for projektet er følgende grundholdning: Initiativer til nye måder at indsamle og behandle husholdningsaffald bør respektere de lokale rammer. Derfor bør man udover det lovgivningsmæssige også vurdere, hvilke konsekvenser initiativet vil have miljømæssigt, økonomisk og servicemæssigt set. Projekt 1 om det nuværende affaldssystem for husholdningsaffald vurderede de miljømæssige og økonomiske aspekter med hensyn til miljøpåvirkninger, ressourceforbrug, budgetøkonomi og miljøøkonomi. Dette gav ny viden om hvilke affaldstyper, fraktioner og indsamlingsordninger, som er mest betydningsfulde i affaldssystemet. Der henvises i øvrigt til projektrapporten (Larsen et al. 2007). Imidlertid er det mindst lige så interessant at undersøge, hvordan man med nye initiativer kan forbedre affaldssystemet. Affaldssystemer udvikles over tid med indsamling af nye affaldsfraktioner. Det vides ikke, hvor meget det egentligt forbedrer systemerne, eller om forbedringer af et aspekt, fx af miljø, økonomi eller service, sker på bekostning af forværring af andre aspekter. Derfor vurderes i dette projekt forskellige fremtidsscenariers præstation med hensyn til både miljø, økonomi og service. I forhold til tidligere miljøvurderinger for Århus Kommune er det nyt at foretage en integreret analyse af disse tre aspekter.

## 1.2 Formål

Det overordnede formål med dette projekt er:

- At undersøge hvor vigtige en række nye initiativer er for forbedring af affaldssystemet mht. miljømæssige, økonomiske og servicemæssige aspekter.
- At sammenstille resultaterne for miljø, økonomi og service i en integreret analyse.

Vurderingen af det nuværende affaldssystem viste, at man i stort omfang opnår en række miljømæssige fordele ved den måde, affaldet behandles på i dag. Alligevel kan man pege på mulige ændringer, som må formodes at forbedre systemet miljømæssigt set. For eksempel kan man prøve at genanvende mere plast og metal eller prøve at friholde det brændbare affald for tungmetaller, særligt kviksølv. Også emissioner fra forbrænding og transportmidler kan formentligt reduceres. Hvor meget nye initiativer kan forbedre et på mange måder velfungerende system, er derfor relevant at undersøge. Ændringer, der potentielt medfører miljømæssige forbedringer, kan have konsekvenser for blandt andet økonomiske omkostninger og kundernes oplevelse af serviceniveauet. Der kan være økonomiske restriktioner på, hvad der kan lade sig gøre at indsamle. Et højt serviceniveau, der motiverer borgerne til at bruge affaldssystemet korrekt, forudsættes at være afgørende for, om nye initiativer kan fungere. Hvordan disse aspekter spiller sammen, er derfor også relevant at undersøge, hvilket gøres i en integreret analyse af affaldssystemet.

Alt i alt forventes projektet at give ny indsigt i, hvordan vi bedst muligt håndterer husholdningsaffald.

---

### 1.3 Metoder

Undersøgelsens udgangspunkt er scenarier for fremtidige affaldssystemer. Scenarier er opbygget således, at beskrivelsen af dem omfatter alle elementer af affaldssystemet. På den måde kan man foretage en vurdering af det samlede system i stedet for at vurdere alternative indsamlingsordninger og affaldsfraktioner hver for sig. Det giver en større indsigt i, hvordan de enkelte elementer i affaldssystemet spiller sammen, og hvilke elementer, der er mest betydningsfulde.

Affaldsfraktioner, som er interessante at undersøge nærmere, er identificeret på baggrund af Projekt 1 (både i hovedrapporten og i de såkaldte råderumsberegninger) samt diverse møder mellem DTU og Århus Kommune. Der ligger en del arbejde med dataindsamling og analyser til grund for scenarierne, da det var nødvendigt at fastlægge hvor meget affald, der kan indsamles i forskellige ordningstyper, og hvordan dette affald kan behandles.

Der anvendes tre forskellige metoder til vurdering af henholdsvis de miljømæssige, økonomiske og servicemæssige aspekter i scenarierne. Miljø vurderes ved hjælp af en livscyklusvurderingsmetode (LCA), hvor potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug opgøres for alle faser af affaldshåndteringen inklusiv opstrøms- og nedstrømsprocesser. Den omfatter en kortlægning af affaldsmængder og behandlingsveje for affaldet. Formålet med en LCA er at sammenligne mulige fremtidsscenarier for affaldssystemet med en referencesituation, nemlig det nuværende affaldssystem. Derfor præsenteres resultaterne af LCA'en altid som en sammenligning af to situationer. LCA'en suppleres med en økonomisk vurdering, som omfatter analyse af Århus Kommunes omkostninger ved håndtering af husholdningsaffald. De samlede omkostninger er beregnet ud fra enhedsomkostninger, der består af annualiserede investeringsomkostninger og løbende omkostninger forbundet med indsamling og behandling af de forskellige affaldsfraktioner. I forhold til tidligere vurderes de miljøøkonomiske omkostninger ikke, da de viste sig at være af mindre betydning. Det skyldes dog mest metoden, da der kun findes priser på udvalgte luftemissioner. Der findes ingen gængs metode til vurdering af serviceniveau. I projektet afprøves en nyudviklet metode, hvor servicekvaliteten vurderes vha. udvalgte indikatorer.

Rapporten består således af tre delanalyser, som til sidst sammenstilles. Dette er gjort ved at vurdere, om affaldssystemet forbedres eller forværres mht. miljø, økonomi og service i de opstillede scenarier. Der foretages ikke en vægtning af hvilke aspekter, der er de vigtigste. Sammenstillingen giver et billede af i hvilken retning, affaldssystemet bevæger sig ved indførelse af nye affaldsordninger.

Der findes en international standard for udarbejdelse af LCA: ISO 14040-serien. Den anvendte LCA-metode i dette projekt er den danske UMIP-metode, Udvikling af miljøvenlige industriprodukter (Wenzel et al. 1997), (Stranddorf et al. 2005). Metoden er udarbejdet før ISO-standard, men den indeholder alle væsentlige træk fra standarden. Standarden indeholder krav og retningslinier til udførelse af en LCA. Projektet er baseret på en fremgangsmåde lignende den i standarden foreslåede, men det er ikke kontrolleret, at alle krav og retningslinier i standarden er fulgt. Bl.a. er rapporten ikke evalueret af eksterne eksperter. Derfor kan det ikke anbefales, at rapportens resultater anvendes som beslutningsgrundlag af andre end projektpartnerne, der har indgående kendskab til forudsætninger i data og modellering. Vurdering af økonomi og service er ikke standardiseret.

---

## 1.4 Systemafgrænsninger

Miljøvurderingen omfatter primært håndteringen af dagrenovation, da der ikke er identificeret væsentlige alternative indsamlings- og behandlingsformer for storskrald og farligt affald. Det centrale element i scenarierne er derfor kildesortering af genanvendelige fraktioner fra dagrenovation. Affaldssystemet er inddelt i tre delsystemer: Midtby, enfamilieboliger uden for midtby og flerfamilieboliger uden for midtby. Da der i 2007 er indført et nyt indsamlingssystem i midtbyen, giver det ikke mening at foreslå alternative systemer her. Midtbyen modificeres derfor kun lidt i de opstillede scenarier. Derudover undersøges behandling af fraktionerne malingaffald, batterier, EE-affald og brændbart storskrald også, da nye LCA-data foreligger. Miljøpåvirkninger og ressourceforbrug ved behandling af disse fraktioner kan sammenlignes med tilsvarende kategorier for behandling af dagrenovation. Der udføres endvidere supplerende beregninger af miljøpåvirkninger fra indsamling af affald.

I livscyklusvurderingen indgår alle processer for indsamling, behandling af affaldet og undgået produktion i beregningerne inklusiv opstrømsprocesser, således at alle relevante miljøpåvirkninger inkluderes i miljøvurderingen. Der tages udgangspunkt i en funktionel enhed, som beskriver og afgrænser den genstand eller det system, som skal vurderes. Til vurderingen af dagrenovation anvendes følgende funktionelle enhed:

*Bortskaffelse (indsamling, transport og behandling) af 1 års produktion af dagrenovation i Århus Kommune*

Livscyklusvurderingen er udført for det nuværende affaldssystem i Århus Kommune med data fra 2005, hvor mængden af dagrenovation var opgjort til 91.650 ton. Resultaterne er således tidsmæssigt begrænset til at være gyldige for systemet i dette år og efterfølgende år, såfremt der ikke sker væsentlige ændringer i affaldssammensætningen eller behandlingsteknologierne.

Ø

I de supplerende vurderinger af udvalgte fraktioner af storskrald og farligt affald er den funktionelle enhed:

*Behandling af 1 ton af den specificerede fraktion*

Den økonomiske vurdering omfatter omkostninger for investeringer i indsamlingsmateriale, administrative omkostninger, indsamlingsomkostninger samt behandlingsomkostninger for de forskellige fraktioner og indsamlingsordninger. Vurderingen afgrænser sig til at inkludere kommunens omkostninger, fordi dette er den del af systemet, der bedst kan beskrives. Omkostninger for privatpersoner, affaldsindsamlere, affaldsbehandlere, energiselskaber og andre berørte aktører er ikke inkluderet.

Metoden for vurdering af serviceniveauet afgrænser sig til at omhandle indikatorer for, hvordan den fysiske udformning af affaldssystemet, dvs. indsamlingen, påvirker borgernes oplevelse af serviceniveauet. Det oplevede serviceniveau vil også afhænge af den konkrete driftssituation og informationsniveau, men dette kan ikke vurderes for de tænkte fremtidsscenarier. Det er affaldsplanlæggernes syn på serviceniveau, der analyseres. Borgernes synspunkter vil kræve mere omfattende undersøgelser.



---

## 1.5 Læsevejledning

Rapporten har tre kapitler med resultater samt et kapitel med samlet konklusion baseret på delresultaterne.

Kapitel 2 handler om fremtidsscenarier for dagrenovationssystemet. Der er først en præsentation af de seks scenarier, og efterfølgende kommer resultaterne for henholdsvis miljø-, økonomi- og servicevurderingen i selvstændige afsnit.

Kapitel 3 omhandler nye beregninger af miljøpåvirkninger og ressourceforbrug ved behandling af udvalgte fraktioner fra affaldstyperne storskrald og farligt affald: Malingaffald, batterier, EE-affald og brændbart storskrald.

I kapitel 4 gives en analyse af, hvor meget fremtidsscenarier vil betyde for brændstofforbruget til indsamling af affald. Miljøeffekterne herfra sammenlignes med de forbedringer, der kan opnås ved at stille krav om nyere emissionsstandarder for indsamlingsbilerne.

Kapitel 5 indeholder først en sammenstilling af resultaterne for miljø, økonomi og service for fremtidsscenarierne. Konsekvenser af introduktion af nye indsamlingsordninger diskuteres. Dernæst inddrages og kommenteres de særskilte resultater for storskrald, farligt affald og indsamling.

Vedlagt denne rapport findes følgende bilagsrapporter:

- Bilagsrapport 1: Systembeskrivelse for dagrenovation Århus Kommune (Merrild 2007a)
- Bilagsrapport 2: Systembeskrivelse for storskrald Århus Kommune (Larsen og Fjelsted 2007a)
- Bilagsrapport 3: Systembeskrivelse for farligt affald Århus Kommune (Larsen og Fjelsted 2007b)
- Bilagsrapport 4: Systembeskrivelse for affaldsindsamling Århus Kommune (Larsen 2008a)
- Bilagsrapport 5: Datagrundlag for økonomiske beregninger (Merrild 2007b)
- Bilagsrapport 6: Analyse af batterier fra husholdninger i Århus Kommune (Fjelsted 2007)
- Bilagsrapport 7: Analyse af malingaffald fra husholdninger i Århus Kommune (Fjelsted og Larsen 2008)
- Bilagsrapport 8: Scenarier for det fremtidige affaldssystem i Århus Kommune (Larsen og Møller 2008)

Bilagsrapport 1-7 er udarbejdet til Projekt 1 om det nuværende affaldssystem (Larsen et al. 2007), men nr. 4 og 7 er opdaterede siden da. I bilagsrapport 1-4 er opstillet en beskrivelse af affaldssystemet, hvor man kan se hvilke processer, der er inkluderet. Bilagsrapport 5 omhandler hele datagrundlaget for beregning af både budgetøkonomi og miljøøkonomi. Til projektet er der udført supplerende undersøgelser af batterier og malingaffald, hvilket er dokumenteret i bilagsrapport 6 og 7.

Parallelt med projektet er der udarbejdet to rapporter om henholdsvis Århus Forbrændingsanlæg og tungmetaller i husholdningsaffald, se (Riber 2007;Riber 2008). Haveaffald er ikke inkluderet, men undersøgelser af det pågår.

---

## 2 Fremtidsscenarier for dagrenovation

### 2.1 Scenarier

Alle scenarierne handler om forandringer af indsamling og behandling i dagrenovationssystemet. Følgende affaldsfraktioner indgår:

- Papir og pap, blandet fraktion til genanvendelse
- Glasemballage, til genanvendelse
- Plast- og metalemballage, blandet fraktion til genanvendelse
- Restaffald til forbrænding

Der er opstillet seks scenarier, som har forskellige indsamlingsordninger for de nævnte affaldsfraktioner. Scenarierne er:

**Scenarie 1: Husstandsindsamling.** Alle husstande får beholdere til indsamling af de genanvendelige fraktioner samt restaffald. Kildesorteringen skal ske tættest muligt på borgerne, og borgerne skal selv have ansvar for, at sorteringen er udført korrekt. Jo lettere det er for borgerne at aflevere kildesorteret affald, jo mere effektiv vil sorteringen være.

**Scenarie 2: Husstandsindsamling med begrænsninger.** Kun husstandsindsamling af de to største fraktioner, som er papiraffald og restaffald. Det sker for at begrænse indsamlingen tættest på borgerne og samtidig respektere, at det kan være svært at finde plads til flere beholdere. Øvrige genanvendelige fraktioner indsamles ved kuber.

**Scenarie 3: Husstandsindsamling med valgfrihed.** Som scenarie 1, men det er frivilligt, hvilke beholdere man ønsker ved husstanden. Tilvalget kan afspejles i affaldsgebyret. Øvrigt genanvendeligt affald afleveres ved kuber. Borgerne kan frit vælge mellem hente- og bringeordninger afhængigt af, hvad de foretrækker.

**Scenarie 4: Kubeordninger.** Alle genanvendelige fraktioner indsamles ved kuber. På den måde lægges der mindst muligt beslag på borgernes private arealer.

**Scenarie 5: Afhentning med storskraldsordninger.** Eneste ændring er, at plast- og metalemballage indsamles med henteordninger for storskrald og på genbrugsstationer. Borgerne får således et nyt alternativ til at komme af med denne fraktion.

**Scenarie 6: Genbrugsstationer.** Genanvendelige fraktioner indsamles på genbrugsstationer, men til gengæld nedlægges kubeindsamling. Borgerne benytter allerede genbrugsstationerne meget. Borgerne skal kun have en beholder til restaffald, men det er muligt at tilkøbe en større beholder. Den valgfrie henteordning for papir opretholdes også, da der er behov for et alternativ til at komme af med papir, som er den største genanvendelige fraktion.

Desuden indgår det nuværende affaldssystem som et basisscenarie, som de andre scenarier sammenlignes med.

Scenarierne har varierende grad af henteordninger (husstandsindsamling, henteordninger for storskrald) og bringeordninger (kuber, genbrugsstationer). Der er også mindre forskelle på, hvad der

er muligt at implementere ved henholdsvis enfamilieboliger og flerfamilieboliger. Mængden af genanvendeligt papir, glas, plast og metal i hele affaldsmængden kendes, men hvor meget der realistisk set vil blive udsorteret til genanvendelse udtrykkes som *sorteringseffektivitet*, som afhænger af indsamlingsordningen og boligtypen. Det affald, der ikke udsorteres til genanvendelse, ender i restaffaldet. I alle scenarierne er realistiske sorteringseffektiviteter antaget ud fra erfaringer og studier af andre affaldssystemer, se nærmere i (Larsen og Møller 2008).

Dieselforbruget ved nye indsamlingsordninger er antaget på baggrund af de tidligere målinger af dieselforbruget på indsamlingsbiler i Århus Kommune (Larsen 2008a).

Tabel 1 viser hvor mange tons affald af hver affaldsfraktion, der indsamles i scenarierne. Den viser også hvor stor en mængde batterier, der potentielt kan udsorteres ved supplerende indsamlingsordninger i de enkelte scenarier. I tabellens højre kolonne er genanvendelsesgraden for dagrenovation beregnet, dvs. hvor meget udsorteret papir, glas og emballageaffald udgør af den samlede mængde dagrenovation. Batterier er ikke inkluderet i genanvendelsesgraden.

Den højeste grad af genanvendelse opnås i scenarie 1, hvor yderligere 5.600 ton genanvendes i forhold til det nuværende system. Det vil øge genanvendelsesgraden fra 25% til 31%. Mindst vil blive udsorteret til genanvendelse i scenarie 6, hvor mængden af restaffald stiger med 4.000 ton. Det svarer til, at genanvendelsesgraden falder fra 25% til 20%.

**Tabel 1.** Opsummering af affaldsmængder i scenarierne.

Scenarie	Restaffald Ton	Papir Ton	Glas Ton	Emballage Ton	Batterier Potentielt Ton	Genanvendelses- grad
Basis	68.913	18.565	4.173	0	18	25%
1	63.291	21.602	5.669	1.089	32	31%
2	64.605	21.602	4.752	691	26	30%
3	67.158	18.800	4.928	764	26	27%
4	68.054	18.258	4.681	656	24	26%
5	68.630	18.565	4.173	283	5	25%
6	72.952	16.407	1.996	296	15	20%

Mere detaljeret gennemgang af scenarierne og deres datagrundlag findes i bilagsrapport 8 (Larsen og Møller 2008).

---

## 2.2 Livscyklusvurdering for dagrenovation

Som beskrevet i rapportens indledning er miljøvurderingen udført som en livscyklusvurdering (LCA), hvor alle relevante miljøpåvirkninger og ressourceforbrug i hele bortskaffelsesforløbet af affaldet opgøres og vurderes. Det betyder, at miljøpåvirkninger fra direkte emissioner f.eks. fra affaldsforbrænding, såvel som indirekte emissioner fra teknologier uden for affaldssystemet, f.eks. elproduktion, inkluderes i opgørelsen.

Potentielle miljøpåvirkninger forbundet med emissioner aggregeres i et antal kategorier, som inkluderer de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier drivhuseffekt, forsuring, næringsstofbelastning og fotokemisk ozondannelse og de toksiske påvirkningskategorier økotoksicitet i vand og jord samt humantoksicitet via luft, vand og jord. Med hensyn til ressourceforbrug er det valgt at opgøre forbruget af energiressourcerne stenkul, naturgas og olie samt af mineralressourcerne aluminium, jern og mangan. Valget af mineralressourcerne skyldes, at der i dette projekt er fokus på udsortering af emballage og andet metalholdigt affald.

### 2.2.1 Forudsætninger

Livscyklusvurderingen af dagrenovationssystemet er bygget op som en sammenligning af et basisscenarie, der repræsenterer det nuværende system, med et antal fremtidsscenarier (se afsnit 2.1) som beskriver mulige ændringer/forbedringer af kildesortering og indsamlingssystemer. I princippet er basisscenariet uændret fra Projekt 1 (Larsen et al. 2007), men der er alligevel sket at antal ændringer ved beregning af miljøeffekterne i Projekt 2. Det skyldes bl.a. ændringer i modelleringen af forbrændingsanlægget som beskrevet nedenfor, men der er også foretaget ændringer i forhold til UMIP-metoden - den LCA-metode, som anvendes i dette projekt.

#### 2.2.1.1 Ændringer ved LCA-metoden

Det fremgår nu, at miljøeffekten af VOC-emissioner fra dieselmotorer tidligere har været overvurderet i påvirkningskategorien humantoksicitet via jord. Metoden er opbygget således, at beregning af humantoksicitet via luft primært omfatter stoffer, der frigives fra forbrændingsprocesser, mens beregning af humantoksicitet via vand og jord primært omfatter tungmetaller. Det betyder, at VOC ikke bør inkluderes i sidstnævnte kategori ved beregning af de normaliserede miljøpåvirkninger angivet i personækvivalenter (PE). VOC's bidrag til humantoksicitet via vand og jord er således udeladt af beregningerne i Projekt 2.

#### 2.2.1.2 Ændringer af modellering af basisscenariet

Basisscenariet repræsenterer det nuværende affaldssystem i Århus Kommune modelleret med data for affaldsmængder fra 2005 som beskrevet i Projekt 1 (Larsen et al. 2007). Siden gennemførelsen af dette projekt er der sket ændringer i indsamlingen i midtbyen, hvor der er blevet indført nedgravede containere, men da der ikke findes nye data for dieselforbrug og sorteringseffektiviteter, er de gamle data benyttet. Udsortering af batterier indgår desuden ikke længere i miljøvurderingen, da resultaterne i Projekt 1 viste, at der er behov for at opdatere vidensgrundlaget om tungmetaller i batterier. Nye analyser af potentielle miljøpåvirkninger fra behandling af batterier er præsenteret i afsnit 3.2, men de inddrages ikke i livscyklusvurdering af dagrenovation. Bortset fra disse forhold er modelleringen af basisscenariet mht. affaldsmængder, indsamlingsteknologier, transportstrækninger og modellering af behandlingsanlæg bibeholdt som i projekt 1.

---

### 2.2.1.3 Opdatering af modellering af forbrændingsanlægget

Der er foretaget en opdatering, som indebærer en del ændringer i modelleringen af forbrændingsanlægget i forhold til Projekt 1. På baggrund af resultater bl.a. fra forbrændingstests (Riber 2008) samt laboratorieforsøg med udvaskning af slagge er der ændret ved en række parametre og tilføjet nye detaljer til modelleringen. I alt er der foretaget følgende ændringer af forbrændingsanlægget:

- Forbrug af ammoniak til forbrændingsanlæggets NO<sub>x</sub>-rensning er inkluderet
- Udvasning af kobber fra slaggen er inkluderet
- Transport af restprodukter til deponi er inkluderet
- Genanvendelse af jern og aluminium fra slaggen er inkluderet
- Substitution af Studstrupværkets fjernvarmeproduktion er opdateret og specielt beregnet for 2006
- Substitution af marginal elproduktion er opdateret

Ved forbrændingstests viste det sig, at brændværdien for husholdningsaffald fra Århus i 2007 var steget til 10,4 GJ/ton i forhold til 8,7 GJ/ton i 2003. For at tage højde for dette, har det været nødvendigt at ændre i affaldssammensætningen, der anvendes i EASEWASTE-modellen.

Modelleringsteknisk er det gjort ved at øge mængden af ikke-genanvendeligt plast i affaldssammensætningen og tilsvarende reducere mængden af vegetabilsk affald, således at massebalancen opretholdes. Dermed berøres mængderne af potentielt udsorteret plastemballageaffald i fremtidsscenarierne ikke ved denne ændring af affaldssammensætningen.

Ovennævnte ændringer ved modellering af forbrændingsanlægget har vekslende indflydelse på resultatet af miljøvurderingen: Inkludering af ammoniakforbruget til NO<sub>x</sub>-rensning har meget lille indflydelse på det overordnede resultat, hvorimod udvaskning af kobber fra slaggen har nogen betydning for de potentielle miljøpåvirkninger inden for påvirkningskategorien økotoksicitet i vand.

Transport af flyveaske og røggasrensningsrestprodukter til deponi i Norge (540 km) samt transport af aluminium og jern udsorteret fra slaggen til oparbejdningsindustrier, som antages at ligge i Sydeuropa (2500 km), bidrager relativt meget til transportrelaterede miljøpåvirkninger. De kørte ton-km til deponi og genanvendelse af restprodukterne svarer til ca. halvdelen af de ton-km, som er forbundet med transport af al dagrenovation fra det punkt, hvor selve indsamlingsruterne slutter, til affaldet når sorteringsanlæggene eller forbrændingsanlægget.

Som det ses af afsnit 2.2.2.6, har genanvendelse af aluminium og jern fra slaggen stor betydning for miljøeffekterne i flere påvirkningskategorier. Mængderne, som kan udsorteres fra slaggen, er blevet bestemt vha. forbrændingstests (Riber 2008). Mængderne er sammenholdt med metalfordelingen i affaldssammensætningen, og genindvindingsprocenterne for aluminium og jern i slaggen er derefter beregnet i forhold til de materialefraktioner, hvor langt den overvejende del af genanvendeligt aluminium og jern befinder sig. Under disse forudsætninger beregnedes aluminium fra slaggen til at udgøre ca. 14 % af den samlede potentielle genanvendelige aluminiumsmængde i affaldet og tilsvarende udgjorde jern fra slaggen ca. 80 % af potentialet. Materialelegnanvendelse fra

---

forbrændingsanlæggets slagge er modelleringsteknisk koblet til kildesorteringen, idet EASEWASTE-modellen beregner aluminium og jern fra slaggen som en procentdel af det, der er tilbage i materialefraktionerne ”aluminiumsbeholdere” samt ”metalbeholdere” og ”andet metal” efter kildesortering, hvorved massebalancen opretholdes.

Ændringerne som berører forbrændingsanlæggets substitution af varme og el på andre anlæg har relativt stor betydning for de potentielle miljøpåvirkninger. Der er her tale om en opdatering af den substituerede elproduktion samt en mere detaljeret kortlægning af forbrændingsanlæggets samspil med Studstrupværket, som har resulteret i ændringer af emissioner forbundet med varmesubstitutionsprocessen, se (Riber 2008).

## 2.2.2 Resultater

Resultatafsnittet omhandler følgende punkter:

- Samlede potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug i det nuværende system (basisscenariet)
- Ændringer af affaldsmængder i fremtidsscenarierne
- Samlede potentielle miljøpåvirkninger i fremtidsscenarierne
- Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsfaser i fremtidsscenarierne
- Potentielle miljøpåvirkninger ved udsortering af emballageaffald i fremtidsscenarierne
- Samlede ressourceforbrug i fremtidsscenarierne
- Ressourceforbrug fordelt på behandlingsfaser i fremtidsscenarierne

Der gives først en beskrivelse af de samlede potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug forbundet med det nuværende affaldssystem. Dette tjener som grundlag for en sammenligning, således at det er muligt at vurdere ændringer i potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug ved implementering af de forskellige tiltag set i forhold til det nuværende affaldssystem. Dernæst følger en opgørelse af ændringer i fordeling af affaldsfraktioner ved implementering af fremtidsscenarierne samt et overblik over, hvor meget det ændrer de samlede potentielle miljøpåvirkninger. Derefter beskrives potentielle miljøpåvirkninger i fremtidsscenarierne fordelt på behandlingsfaser, her opgjort som transport og indsamling, glasgenanvendelse, papirgenanvendelse, emballagegenanvendelse samt forbrænding på forbrændingsanlægget. Næste afsnit beskriver konsekvenser direkte relateret til udsortering af emballageaffald. Til sidst beskrives det samlede ressourceforbrug i fremtidsscenarierne som forskelle mellem basis- og fremtidsscenarierne samt fordelt på behandlingsfaser.

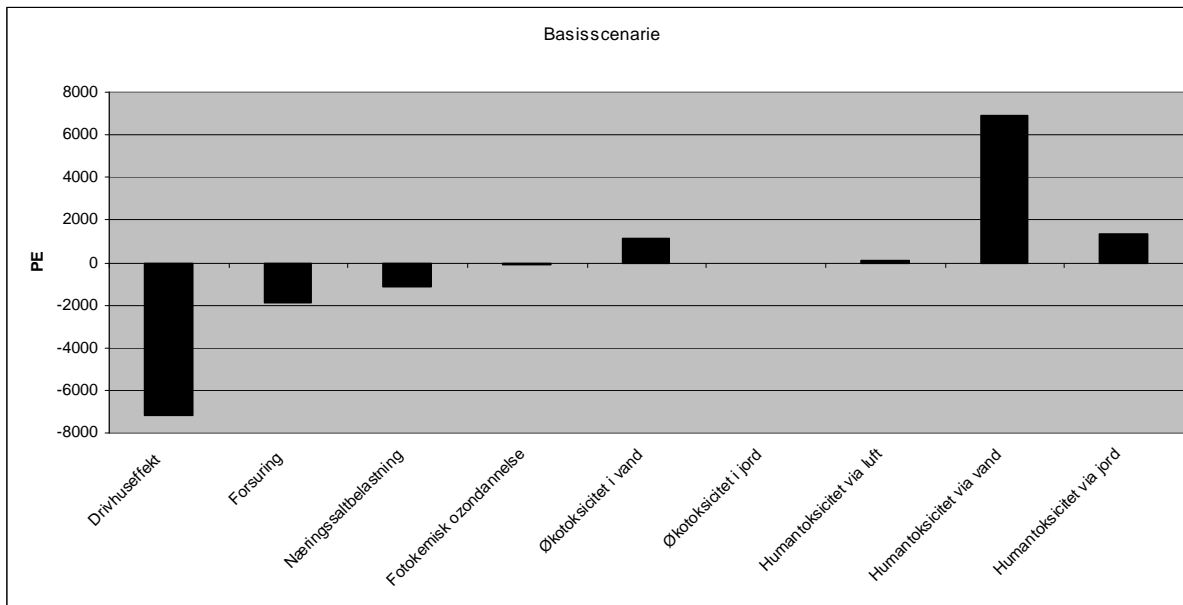
### 2.2.2.1 Samlede potentielle miljøpåvirkninger i det nuværende system

Figur 1 viser de potentielle miljøpåvirkninger i alle undersøgte påvirkningskategorier for basisscenariet. Opgørelsen dækker den samlede dagrenovationsmængde på 91.650 ton i Århus Kommune i 2005. Som det ses, er det nuværende affaldssystem velfungerende og bidrager til direkte miljøforbedringer, repræsenteret ved numerisk negative værdier, i samtlige ikke-toksiske

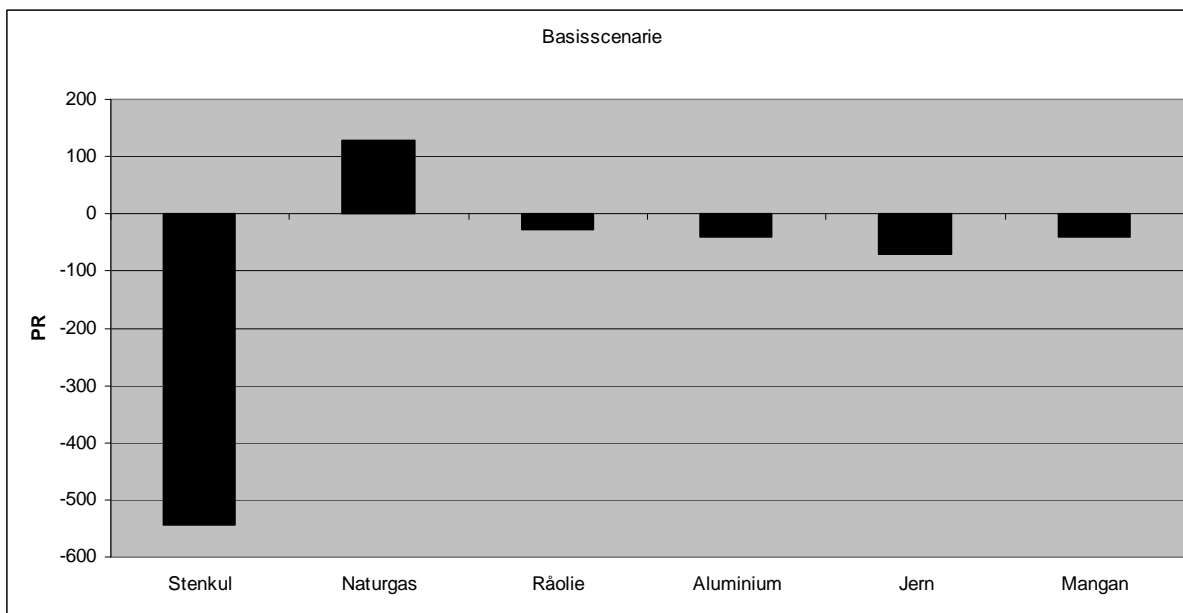
påvirkningskategorier med den største besparelse i kategorien drivhuseffekt. I de toksiske påvirkningskategorier er der netto-emissioner forbundet med affaldssystemet, som giver sig udtryk i, at de potentielle miljøpåvirkninger repræsenteres af numerisk positive værdier.

I overensstemmelse med resultaterne for de potentielle miljøpåvirkninger viser opgørelsen af ressourceforbrug i basisscenariet (Figur 2), at det nuværende affaldssystem generelt bidrager med direkte ressourcebesparelser undtagen mht. naturgas, hvor der er et nettoforbrug.

For en nærmere analyse af disse resultater se kapitel 4 i den afsluttende rapport for Projekt 1.



**Figur 1.** Potentielle miljøpåvirkninger i alle undersøgte påvirkningskategorier for basisscenariet.



**Figur 2.** Samlet ressourceforbrug i alle undersøgte kategorier for basisscenariet.

### 2.2.2.2 Ændring af affaldsmængder ved implementering af fremtidsscenarier

I tabeller og grafer i dette kapitel benyttes følgende nummerering af scenarier (se også afsnit 2.1):

- Scenarie 1. Husstandsindsamling
- Scenarie 2. Husstandsindsamling med begrænsninger
- Scenarie 3. Husstandsindsamling med valgfrihed
- Scenarie 4. Kubeordninger
- Scenarie 5. Afhentning med storskraldordninger
- Scenarie 6. Genbrugsstationer

Implementering af fremtidsscenarierne vil have konsekvenser for fordelingen af affaldsmængder på de forskellige fraktioner, som indgår i undersøgelsen. Det kan have stor betydning for de potentielle miljøpåvirkninger, da behandlingsteknologierne har vidt forskellige miljøprofiler. Som det ses af Tabel 2, udgør restaffaldet langt den største affaldsmængde i basisscenariet fulgt af papir, glas og batterier. Emballageaffald indsamles ikke i det nuværende system. Disse størrelsesforhold gør sig stadig gældende i fremtidsscenarierne, hvor man af tabellen kan aflæse ændringerne i forhold til basisscenariet. Et positivt tal betyder, at der er udsorteret øgede mængder af den pågældende fraktion, hvorimod en ændring med negativt fortegn betyder, at mindre affald udsorteres til fraktionen.

**Tabel 2.** Ændring af affaldsmængder i forhold til basisscenariet ved implementering af fremtidsscenarierne.

Scenarie	Restaffald	Papir	Glas	Emballage	Batterier Potentielt
	Ton	Ton	Ton	Ton	Ton
Basis	68.913	18.565	4.173	0	18
Ændringer i forhold til basis					
1	-5.622	+3.037	+1.496	+1.089	+14
2	-4.308	+3.037	+579	+691	+8
3	-1.755	+235	+755	+764	+8
4	-859	-307	+508	+656	+6
5	-283	0	0	+283	-13
6	+4.039	-2.158	-2.177	+296	-3

Mere udsortering af fraktioner til genanvendelse vil resultere i mindre restaffald, og som det ses af tabellen kan restaffaldsmængden (med de benyttede sorteringseffektiviteter) maksimalt nedbringes med 5.622 ton svarende til 8 % i scenarie 1. Udsortering af papir, glas og emballageaffald er størst i dette scenarie, og det resulterer i en stigning i papir- og glasmængderne på hhv. 16 og 35 % i forhold til basisscenariet. Desuden udsorteres der emballageaffald svarende til ca. 1 % af den samlede affaldsmængde. Som modstykke til scenarie 1, hvor man forsøger at optimere kildesorteringen ved at intensivere henteordningerne, ses en stigning af restaffaldsmængder i scenarie 6. I dette scenarie overlades initiativet til kildesortering til borgerne selv ved at fokusere på bringeordninger på genbrugsstationer, og det resulterer i en stigning af restaffaldsmængden på ca. 6 % i forhold til det nuværende system og et tilsvarende fald i genanvendelsesfraktionerne.

### 2.2.2.3 Samlede potentielle miljøpåvirkninger i fremtidsscenarierne

Ændringerne af de samlede potentielle miljøpåvirkninger i forhold til basisscenariet ved implementering af fremtidsscenarierne ses af Tabel 3. En ændring med negativt fortegn betyder, at der i den pågældende påvirkningskategori er miljøforbedringer forbundet med implementering af fremtidsscenariet. En ændring med positivt fortegn betyder en øget miljøpåvirkning. For scenarie 1-5 er der for drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning tale om forbedringer i forhold til



basisscenariet; scenarie 1 er dog klart det bedste, idet der her er potentielle miljøforbedring på hhv. 158, 299 og 118 PE. I disse påvirkningskategorier skiller scenarie 6 sig ud ved at medføre større miljøpåvirkninger end basisscenariet.

De største potentielle miljøforbedringer findes i kategorierne økotoksicitet i vand og humantoksicitet via jord. For økotoksicitet i vand er der tale om betydelige forbedringer for scenarie 1-4, som resulterer i, at en nettomiljøbelastning i basisscenariet ændres til en nettobesparelse i fremtidsscenarierne. Den største ændring ses i scenarie 1, hvor der er en miljøforbedring på 2.639 PE. For humantoksicitet via jord er der ligeledes tale om betydelige potentielle miljøforbedringer i forhold til basisscenariet på op til 948 PE.

**Tabel 3.** Ændring af potentielle miljøpåvirkninger i forhold til basisscenariet ved implementering af fremtidsscenarierne.

Scenarie	Drivhus-effekt	For-suring	Næringssalt-belastning	Foto-kemisk ozon-dannelse	Økotoksicitet		Humantoksicitet		
	PE	PE	PE	PE	vand PE	jord PE	via luft PE	via vand PE	via jord PE
Basis	-7.160	-1.892	-1.100	-132	1.163	0	127	6.882	1.344
Ændringer i forhold til basis									
1	-158	-299	-118	+4	-2.639	0	+45	-5	-948
2	-73	-194	-83	+6	-1.628	0	+31	+10	-616
3	-126	-159	-44	-5	-1.909	0	+17	-23	-694
4	-109	-120	-27	-6	-1.657	0	+9	-25	-599
5	-12	-39	-10	0	-592	0	-2	-11	-151
6	+39	+90	+69	-11	-809	0	-55	-36	-298

Det er dog værd at bemærke, at der for ingen af fremtidsscenarierne er tale om miljøforbedringer i alle påvirkningskategorier. Man kan altså ikke konkludere, at ét eller flere af scenarierne er bedre end basisscenariet uden først at foretage en afvejning af den relative størrelse og betydning af miljøpåvirkningerne i de forskellige påvirkningskategorier. Det er desuden tilrådeligt at undersøge robustheden af de fundne resultater, herunder at identificere processer direkte knyttet til affaldssystemet samt eksterne processer placeret uden for affaldssystemet, som er væsentlige for den pågældende påvirkningskategori. Dette er gjort i forbindelse med beskrivelsen af potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsfaser i afsnit 2.2.2.4, hvor også de væsentligste stoffer og stofgrupper, som bidrager til de enkelte påvirkningskategorier, er identificeret.

Det kan dog konkluderes, at scenarie 1 med maksimal husstandsindsamling og deraf følgende størst affaldsmængde til genanvendelse udgør en klar forbedring i forhold til basisscenariet indenfor alle påvirkningskategorier undtagen humantoksicitet via luft og fotokemisk ozondannelse, og derfor må regnes for det miljømæssigt mest hensigtsmæssige alternativ til basisscenariet. Scenarie 6, hvor der fokuseres på at fremme bringeordninger ved at benytte genbrugsstationer, ser ud til at være det miljømæssigt dårligste alternativ, selvom det stadig er bedre end basisscenariet på flere punkter.

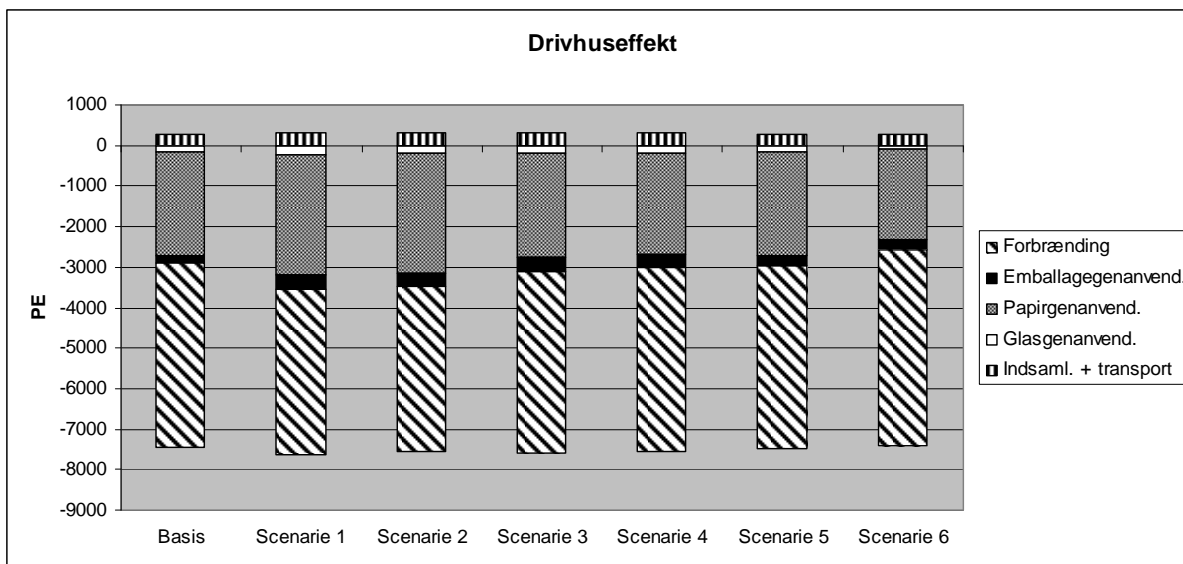
#### **2.2.2.4 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på behandlingsfaser**

I Figur 3 til Figur 11 er de potentielle miljøpåvirkninger for basisscenariet og de seks fremtidsscenarier vist opdelt på fem behandlingsfaser: Indsamling og transport, glasgenanvendelse, papirgenanvendelse, emballagegenanvendelse samt forbrænding. Opgørelsen dækker den samlede dagrenovationsmængde på 91.650 ton i Århus Kommune i 2005. Hver figur angiver den potentielle miljøpåvirkning i én påvirkningskategori, således at det er muligt at sammenligne effekterne på tværs af scenarierne.

Emballagegenanvendelse er her defineret som genanvendelse af plast, aluminium og jern i udsorteret emballageaffald plus genanvendelse af aluminium og jern fra slaggen fra forbrændingsanlægget.

Mht. papir i affaldet er der det særlige forhold, at denne fraktion har relativ stor betydning for forbrændingsanlæggets energiproduktion. Det kan derfor være hensigtsmæssigt direkte at sammenligne effekten af forbrænding af papir med genanvendelse af papir opgjort per ton papir, der flyttes fra forbrænding til genanvendelse. For de ikke-toksiske påvirkningskategorier vil det resultere i en øget drivhuseffekt på 0,012 PE, en mindsket forsuring på 0,019 PE og en mindsket næringssaltbelastning på 0,016 PE per ton papir, der udsorteres og genanvendes i stedet for at behandles på forbrændingsanlægget. I det modellerede system er der således både miljømæssige fordele og ulemper ved at flytte papir fra forbrænding til genanvendelse, hvilket skyldes, at energigenvindingsgraden er høj på forbrændingsanlægget.

Figur 3 viser hvordan miljøpåvirkningen drivhuseffekt fordeler sig på behandlingsfaser i de forskellige scenarier. Indsamling og transport bidrager i alle scenarier med et netto-bidrag til drivhuseffekten, hvorimod de andre faser udgør en nettobesparelse. Det ses, at papirgenanvendelse bidrager i samme størrelsesorden som forbrænding. Emballagegenanvendelse er betydelig mindre væsentlig, og glasgenanvendelse er praktisk taget uden betydning. Besparelser på drivhuseffekten skyldes hovedsageligt undgåede emissioner af CO<sub>2</sub> fra forbrænding af fossile brændsler. Forbrændingsanlægget producerer varme og elektricitet på baggrund af delvis CO<sub>2</sub>-neutralt brændsel og substituerer – erstatter - derved energi produceret fra fossilt brændsel. Som før nævnt er der en marginal forøgelse af drivhuseffekt, forbundet med at flytte papir fra forbrænding til genanvendelse, men det ændrer ikke på, at både affaldssystemet overordnet set og de enkelte behandlingsfaser har en netto-besparelse i påvirkningskategorien drivhuseffekt.

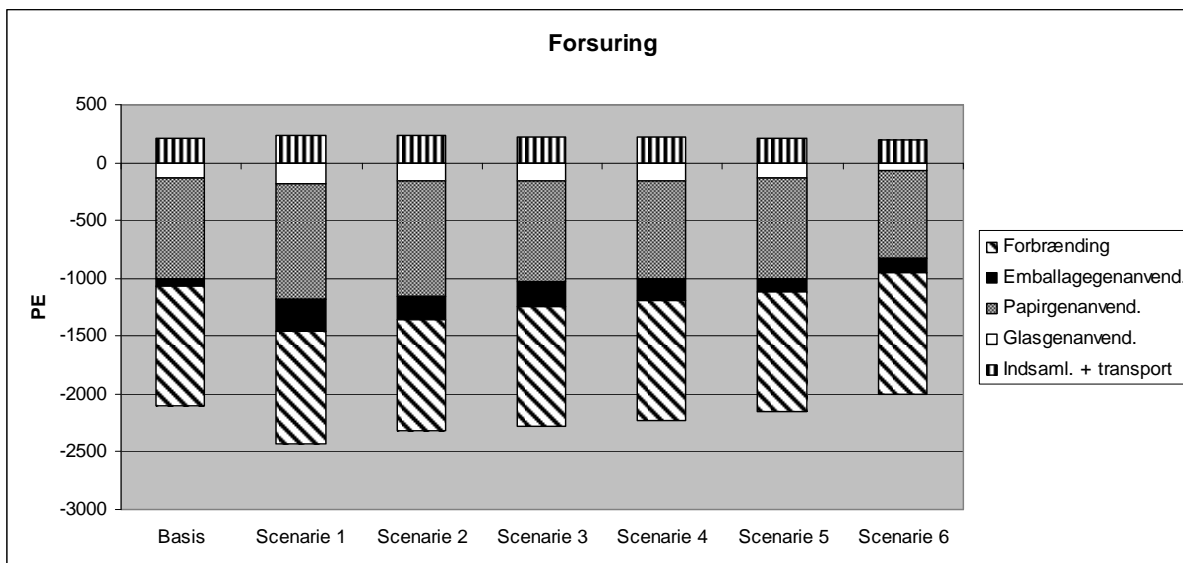


**Figur 3.** Potentiel drivhuseffekt i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

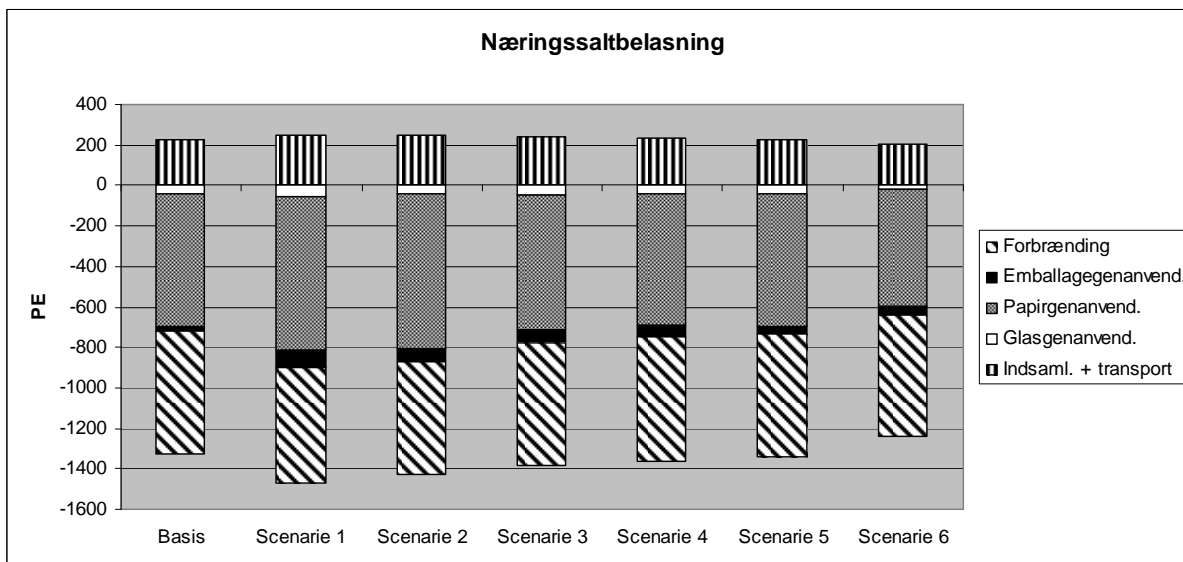
Emballagegenanvendelse repræsenterer både kildesortering af emballageaffald i husholdningerne og udsortering af aluminium og jern fra forbrændingsanlæggets slagge. I basisscenariet, hvor der ikke er udsortering af emballageaffald, udgør nettoemissionsbesparelsen fra genanvendelse af

aluminium og jern fra slaggen 202 PE i drivhuseffektkategorien som det kan aflæses af Fig. 3. Den samlede effekt af at udbygge affaldssystemet med kildesortering af emballageaffald (Fig. 3: scenarie 1) vil kunne resultere i, at nettoemissionsbesparelse øges til 371 PE i denne påvirkningskategori.

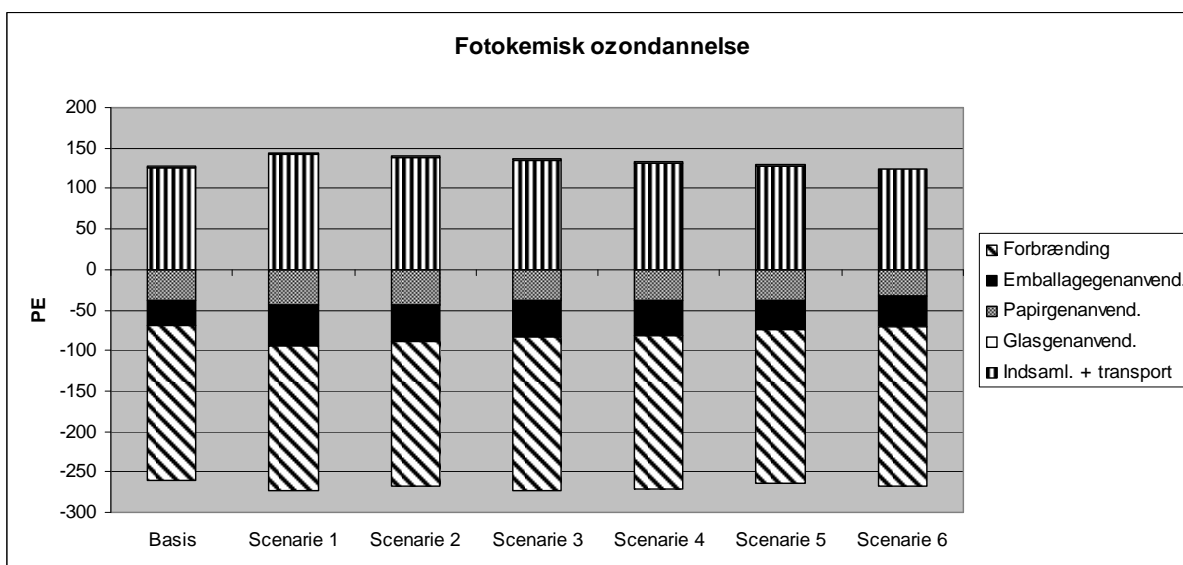
Figur 4 til Figur 6 viser de potentielle miljøpåvirkninger i kategorierne forsurening, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse (smog) fordelt på behandlingsfaser. Miljøpåvirkninger følger overordnet set det samme mønster som for drivhuseffekt, idet forbrænding og papirgenanvendelse spiller en stor rolle ved at bidrage med besparelser, hvorimod transport og indsamling i alle kategorier udgør en nettobelastning af miljøet. For forsurening og især næringssaltbelastning er papirgenanvendelse den mest betydelige behandlingsfase. Forsuring skyldes næsten udelukkende  $\text{SO}_2$  og  $\text{NO}_x$ -emissioner forbundet med energiproduktion. Affaldsforbrænding og papirgenanvendelsesprocessen erstatter her, som i de andre kategorier, mere forurenende industriprocesser uden for affaldssystemet. Næringssaltbelastning er i affaldssystemer typisk en konsekvens af  $\text{NO}_x$ -emission, hvilket også er tilfældet i Århus Kommune. En forbedret  $\text{NO}_x$ -rensning på forbrændingsanlægget vil derfor kunne nedbringe miljøbelastningen i denne kategori. Fotokemisk ozondannelse er til stor del et resultat af metanemission fra energiproduktion og VOC-emission fra forbrænding af diesel. Som det ses af Figur 6, er der nettopåvirkninger af miljøet fra transport og indsamling pga. VOC-emission fra lastbiler; dette opvejes af besparelser forbundet med affaldsforbrænding, således at systemets samlede påvirkning bliver en nettobesparelse i denne kategori. Besparelsen skyldes især, at der er større metanemission forbundet med kulbaseret energifremstilling, som affaldsforbrændingen substituerer.



**Figur 4.** Potentiel forsurening i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.



**Figur 5.** Potentiel næringssaltbelastning i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

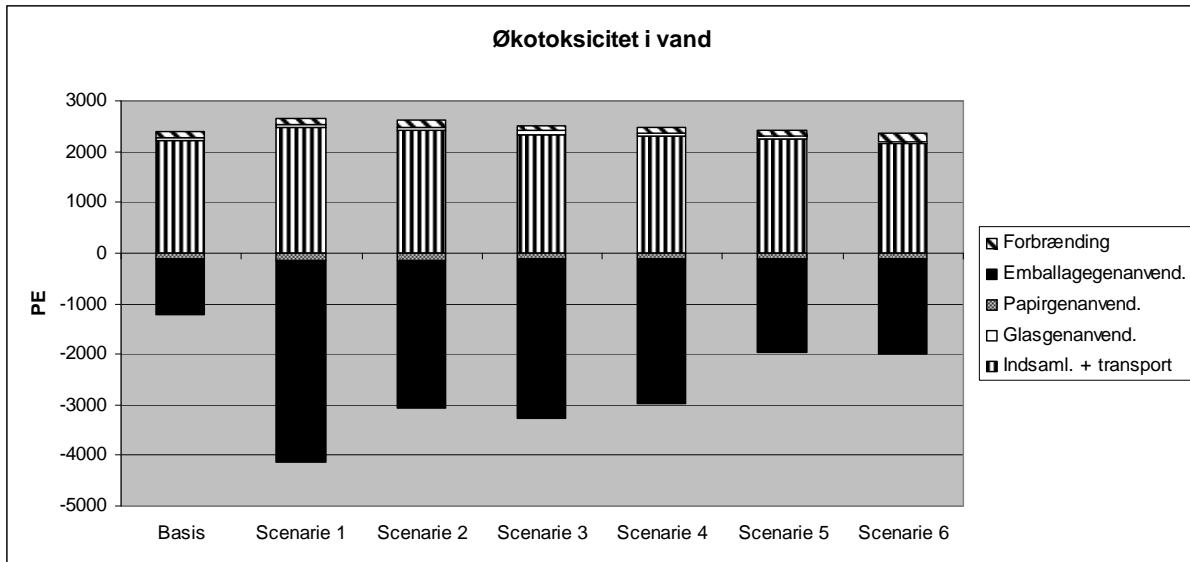


**Figur 6.** Potentiel fotokemisk ozondannelse i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

De følgende figurer, Figur 7 til Figur 11, viser potentielle miljøpåvirkninger i de toksiske påvirkningskategorier.

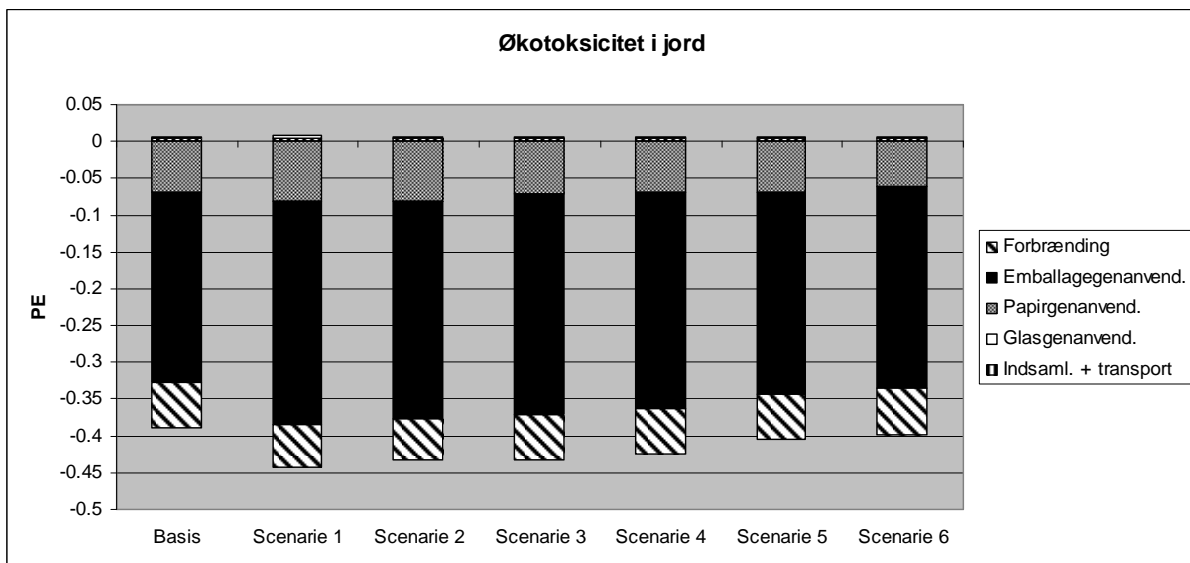
Økotoksicitet i vand (Figur 7) er domineret af nettobidrag fra transport og indsamling samt undgåede emissioner ved emballagegenanvendelse. Forbrændingsanlægget og papirgenanvendelse bidrager kun marginalt til denne påvirkningskategori. Nettopåvirkningen fra transport og indsamling skyldes hovedsageligt emission til luft af PAH'er fra dieselforbrænding med efterfølgende spredning i vandmiljøet. Det er undgåede PAH-emissioner relateret især til aluminiumsgenanvendelse fra emballage, som resulterer i, at denne behandlingsfase bidrager med en nettomiljøbesparelse. Det ses ikke direkte af figuren, men kobber fra udvaskning af slagger fra forbrændingsanlægget bidrager også væsentligt til økotoksicitet i vand. Da figuren opdeler

miljøpåvirkningerne fordelt på behandlingsfaser, vises nettobidraget fra forbrændingsanlægget som summen af besparelse ved substitution af fossil energi og et nettobidrag fra kobberemission, hvorved det samlede bidrag fra forbrændingsanlægget næsten forsvinder. Behandling af slaggen, således at kobberudvaskningen nedsættes, vil altså kunne reducere den potentielle miljøpåvirkning i denne påvirkningskategori.



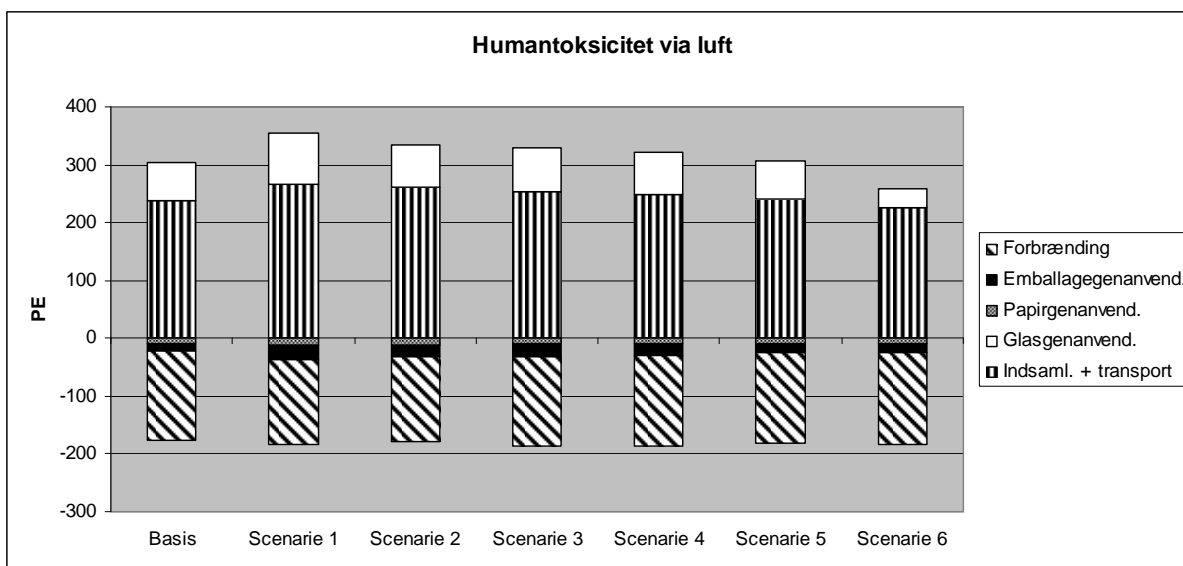
**Figur 7.** Potentiel økotoksicitet i vand i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

Figur 8 viser potentiel økotoksicitet i jord. Bemærk at den samlede potentielle miljøpåvirkning i alle scenarier ligger under 1 PE for hele Århus Kommunes affaldssystem. En nærmere analyse af underprocesser samt stoffer og stofgrupper, der bidrager til påvirkningskategorien, har ikke afsløret væsentlige numerisk positive og negative bidrag, som udligner hinanden. Det kan derfor konkluderes, at denne påvirkningskategori ikke har stor indflydelse på affaldssystemets miljøprofil.



**Figur 8.** Potentiel økotoksicitet i jord i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

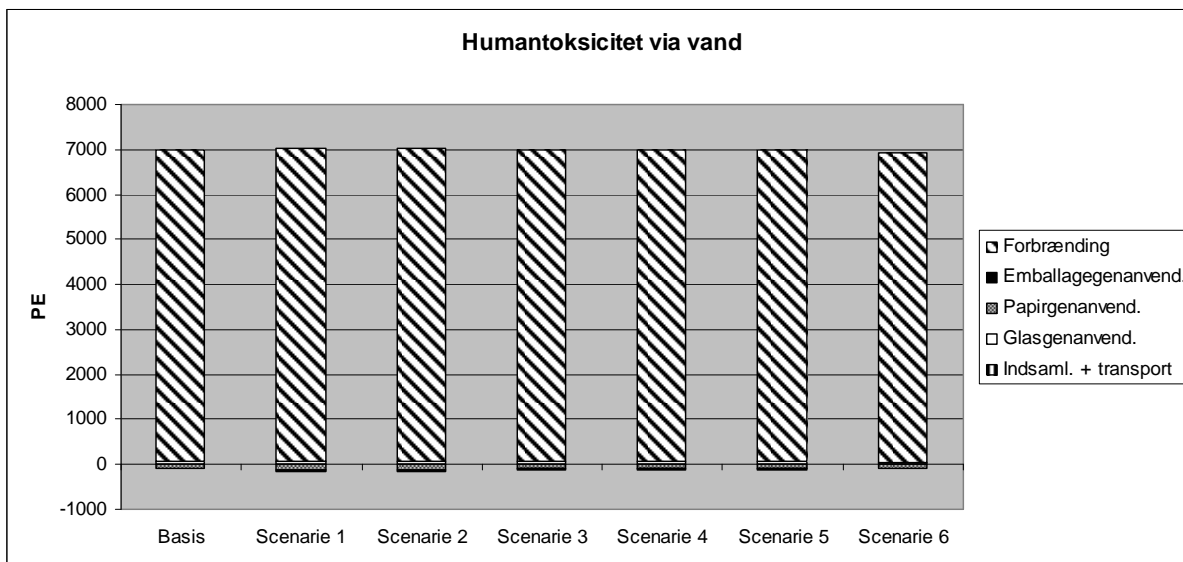
Potentiel humantoksicitet via luft, som er vist i Figur 9, fordeler sig med nettoemissioner fra transport og indsamling og glasgenanvendelse samt nettobesparelser fra forbrænding og emballagegenanvendelse. Emission af VOC og andre forbrændingsprodukter fra dieselolie er skyld i potentiel humantoksicitet via luft fra transport og indsamlingsfasen. I forbindelse med glasgenanvendelse er der en blyemission, som leder til et nettobidrag inden for denne påvirkningskategori. Forbrændingsanlægget substituerer processer herunder fremstilling af kul og dieselolie, som leder til en mindre emission af bl.a. VOC'er, og dermed miljøforbedringer.



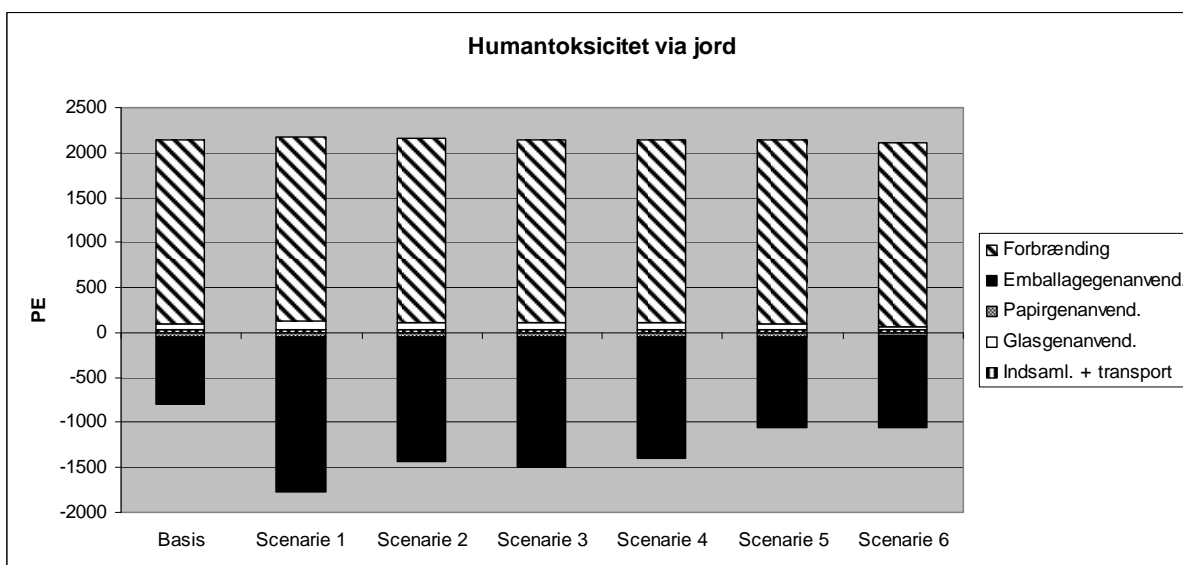
**Figur 9.** Potentiel humantoksicitet via luft i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

Figur 10, som viser potentiel humantoksicitet via vand, giver det mest entydige billede af forureningskilden inden for samtlige påvirkningskategorier, idet det næsten udelukkende er kviksølvemission fra affaldsforbrænding, som bidrager til en nettomiljøpåvirkning inden for påvirkningskategorien.

Med hensyn til potentiel humantoksicitet via jord (Figur 11) er det ligeledes kviksølv fra forbrændingsanlægget, som leder til nettobidrag i alle scenarier. Disse modsvares dog af besparelser forbundet med emballagegenanvendelsen, som grunder i undgåede fluoridemissioner ved aluminiumgenanvendelse og undgåede manganemissioner ved jerngenanvendelse.



**Figur 10.** Potentiel humantoksicitet via vand i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.



**Figur 11.** Potentiel humantoksicitet via jord i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

### 2.2.2.5 Potentielle miljøpåvirkninger ved udsortering af emballageaffald

Da der ved opstilling af fremtidsscenarierne var fokus på udsortering af emballageaffald, er der i dette afsnit gjort detaljeret rede for de potentielle miljøpåvirkninger forbundet hermed. Tabel 4 viser ændring i forhold til basisscenariet, der er forbundet med implementering af emballagegenanvendelse. Tallene for basisscenariet viser de potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse af aluminium og jern fra forbrændingsanlæggets slagge, f.eks. var der en besparelse på drivhuseffekt på 30 PE ved genanvendelse af aluminium fra slaggen, og en besparelse på 172 PE ved genanvendelse af jern. Plast udsorteres ikke i basisscenariet, derfor er bidraget nul i alle påvirkningskategorier.

For scenarie 1 til 6 angiver tabellen forskellen ved genanvendelse i forhold til basisscenariet. Som eksempel kan anføres scenarie 1, hvor aluminiumgenanvendelse ved udsortering af emballageaffald resulterer i en ekstra besparelse på drivhuseffekten på 108 PE. Den samlede besparelse i scenarie 1 på drivhuseffekt ved aluminiumgenanvendelse er således  $-30-108 = -138$  PE. En relativ ændring med negativt fortegn betyder, at scenariet repræsenterer en miljøforbedring i forhold til basisscenariet. Tilsvarende betyder en relativ ændring med et positivt fortegn en højere miljøbelastning end i basisscenariet.

I de ikke-toksiske påvirkningskategorier fører øget genanvendelse i alle scenarier til en lavere miljøbelastning. I scenarie 1, som repræsenterer mest mulig kildesortering af emballageaffald, forøges den relative besparelse på drivhuseffekt væsentlig ved aluminiums genanvendelse, mens den øgede jerngenanvendelse ikke bidrager med nogen stor ændring. Generelt ses, at aluminiumgenanvendelse giver en større miljøforbedring end jerngenanvendelse, især inden for de toksiske påvirkningskategorier. Plastgenanvendelse har i kategorierne forsurening og næringssaltbelastning omtrent lige så stor betydning som aluminiumgenanvendelse.

Mht. plastgenanvendelse er der en meget lille ekstra miljøbelastning forbundet hermed i påvirkningskategorierne økotoksicitet i vand og humantoksicitet via vand og jord i forhold til basisscenariet. Det skyldes, at plast har en høj brændværdi, men et lavt indhold af kviksølv. Ved udsortering af plast bliver forbrændingsanlæggets substitution af el og varme lidt mindre, mens kviksølvemissionen forbliver konstant, hvilket ikke helt modvirkes af de positive miljøeffekter af plastgenanvendelse.

**Tabel 4.** Ændring af potentielle miljøpåvirkninger i forhold til basisscenariet som følge af genanvendelse af aluminium, jern og plast fra emballage ved implementering af fremtidsscenarierne.

Scenarie	Drivhus-effekt PE	For-suring PE	Næringssalt-belastning PE	Fotokemisk ozondannelse PE	Økotoksicitet i vand PE	Humantoksicitet		
						via luft PE	via vand PE	via jord PE
Basis: Alu.	-30	-31	-8	-4	-796	-4	-14	-248
Jern	-172	-34	-14	-27	-308	-7	23	-502
Plast	0	0	0	0	0	0	0	0
Ændringer i forhold til basis								
1: Alu.	-108	-111	-28	-15	-2.826	-13	-51	-879
Jern	-33	-6	-3	-5	-58	-1	+4	-95
Plast	-29	-85	-28	0	+2	0	+3	+1
2: Alu.	-68	-70	-18	-9	-1.786	-8	-32	-556
Jern	-27	-5	-2	-4	-48	-1	+4	-78
Plast	-18	-54	-18	0	+1	0	+2	+1
3: Alu.	-76	-78	-20	-10	-1.980	-9	-35	-616
Jern	-30	-6	-2	-5	-53	-1	+4	-87
Plast	-20	-60	-20	0	+1	0	+2	+1
4: Alu.	-65	-67	-17	-9	-1.699	-8	-30	-528
Jern	-25	-5	-2	-4	-46	-1	+3	-74
Plast	-17	-51	-17	0	+1	0	+2	+1
5: Alu.	-28	-28	-7	-4	-723	-3	-13	-225
Jern	-11	-2	-1	-2	-19	0	+1	-32
Plast	-8	-22	-7	0	0	0	+1	0
6: Alu.	-29	-30	-8	-4	-766	-4	-14	-238
Jern	-11	-2	-1	-2	-21	0	+2	-34
Plast	-8	-23	-8	0	0	0	+1	0



### 2.2.2.6 Samlede ressourceforbrug

På samme måde som de potentielle miljøpåvirkninger er behandlet i de foregående afsnit, følger nedenfor en opgørelse af ressourceforbrug/besparelser ved at implementere fremtidsscenarierne. I Tabel 5 ses ændringerne i ressourceforbrug i forhold til basisscenariet opgjort i personreserver (PR), som repræsenterer den mængde af en ressource, der er til rådighed per person (og dennes efterkommere). Det ses, at ændringerne er forholdsvis små mht. energiressourcerne stenkul og naturgas, dog er der relativt store besparelser af råolie. Derimod er der for aluminium tale om en stor besparelse for alle scenarier i forhold til basisscenariet. Overordnet set giver scenarie 1 anledning til de største ressourcebesparelser, dog er der et øget naturgasforbrug forbundet med implementering af dette scenarie, men det opvejes til dels af en ressourcebesparelse af råolie.

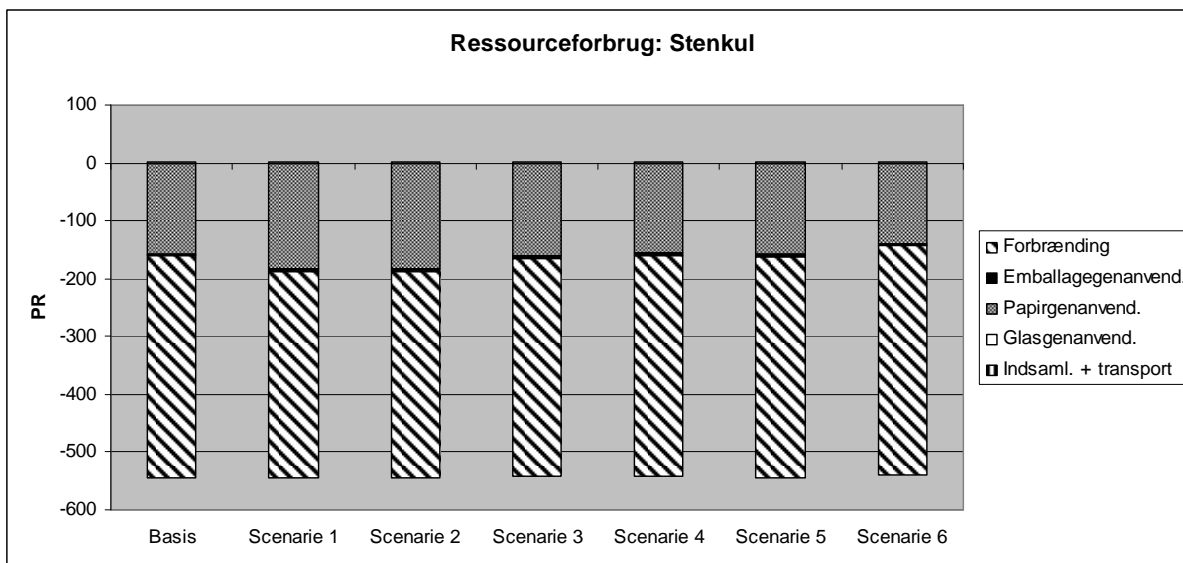
**Tabel 5.** Ændring af ressourceforbrug i forhold til basisscenariet ved implementering af fremtidsscenarierne.

Scenarie	Stenkul PR	Naturgas PR	Råolie PR	Aluminium PR	Jern PR	Mangan PR
Basis	-545	128	-28	-39	-70	-40
Ændringer i forhold til basis						
1	+1	+14	-17	-143	-13	-8
2	0	+17	-9	-91	-11	-6
3	+3	-4	-13	-100	-12	-7
4	+4	-7	-11	-86	-10	-6
5	+1	-2	-4	-37	-4	-2
6	+5	-14	0	-39	-5	-3

### 2.2.2.7 Ressourceforbrug fordelt på behandlingsfaser

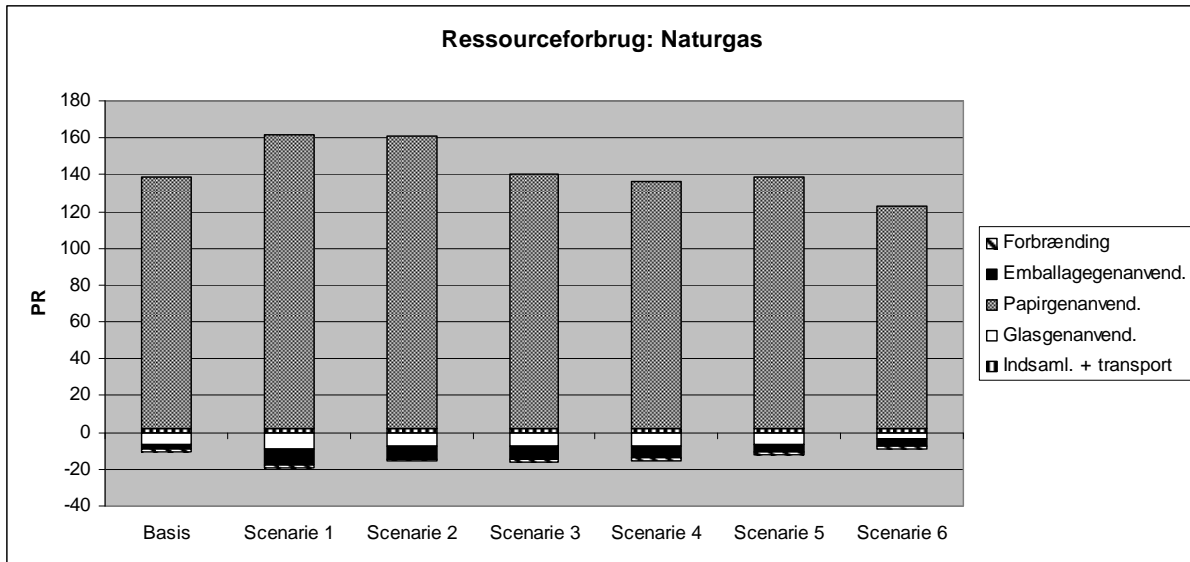
I Figur 12 til Figur 17 er ressourceforbrug af stenkul, naturgas, råolie, aluminium, jern og mangan opgjort for de forskellige scenarier fordelt på behandlingsfaser.

Besparelse af stenkul, som det ses af Figur 12, er næsten udelukkende associeret med affaldsforbrænding og papirgenanvendelse. Forbrændingsanlægget substituerer energi produceret på kulbaserede kraftvarmeværker, hvilket forklarer besparelsen fra denne behandlingsfase. Der er ligeledes en kulbaseret energisubstitution forbundet med papirgenanvendelsesprocessen.



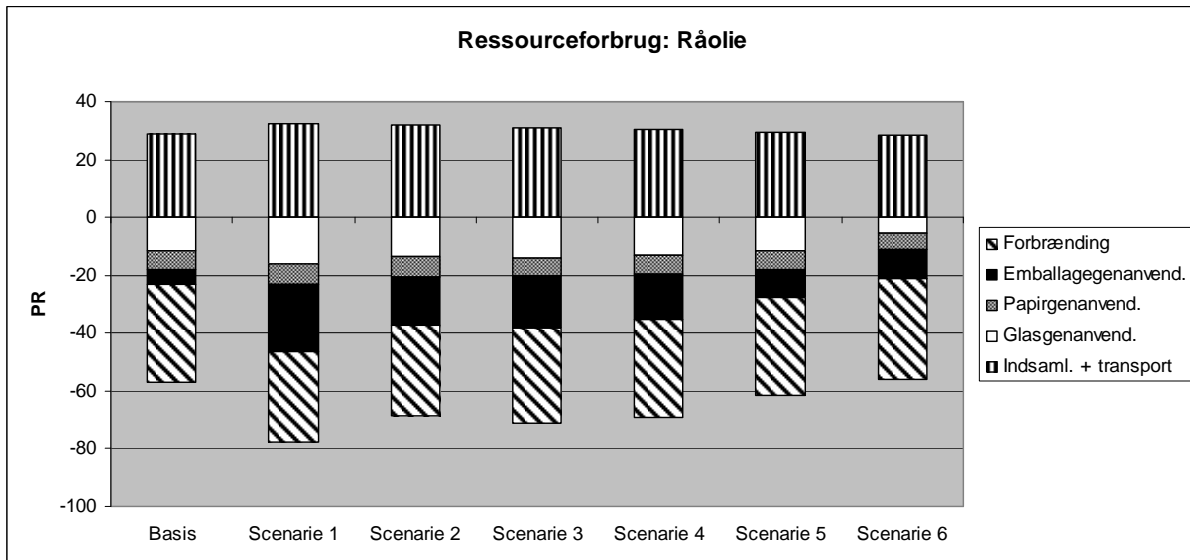
**Figur 12.** Forbrug af stenkulsressource i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

Der er et temmelig stort naturgasforbrug i forbindelse med papirgenanvendelse, som det ses af Figur 13. Dette betyder, at de scenarier med den største udsortering af papir, har det største forbrug af denne ressource. De andre behandlingsfaser bidrager kun marginalt og i alle tilfælde med nettobesparelser. Det skal dog bemærkes, at naturgasforbrug bidrager langt mindre per energienhed til de forskellige miljøpåvirkningskategorier end kul og olie, og derfor er det miljømæssigt en fordel at anvende naturgas.



**Figur 13.** Forbrug af naturgasressource i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

Samtlige behandlingsfaser undtagen transport og indsamling sparer råolie, som det kan ses af Figur 14. Der benyttes typisk en vis mængde olie til diverse energi- og transportformål i forbindelse med affaldsbehandling, men da behandlingen substituerer mere energikrævende fremstillingsteknologier, resulterer det i nettobesparelser inden for disse behandlingsfaser. Transport og indsamling bidrager derimod til nettoforbrug af ressourcen, da råolieforbrug ved disse aktiviteter er direkte forbundet med størrelsen af brændselsforbruget.



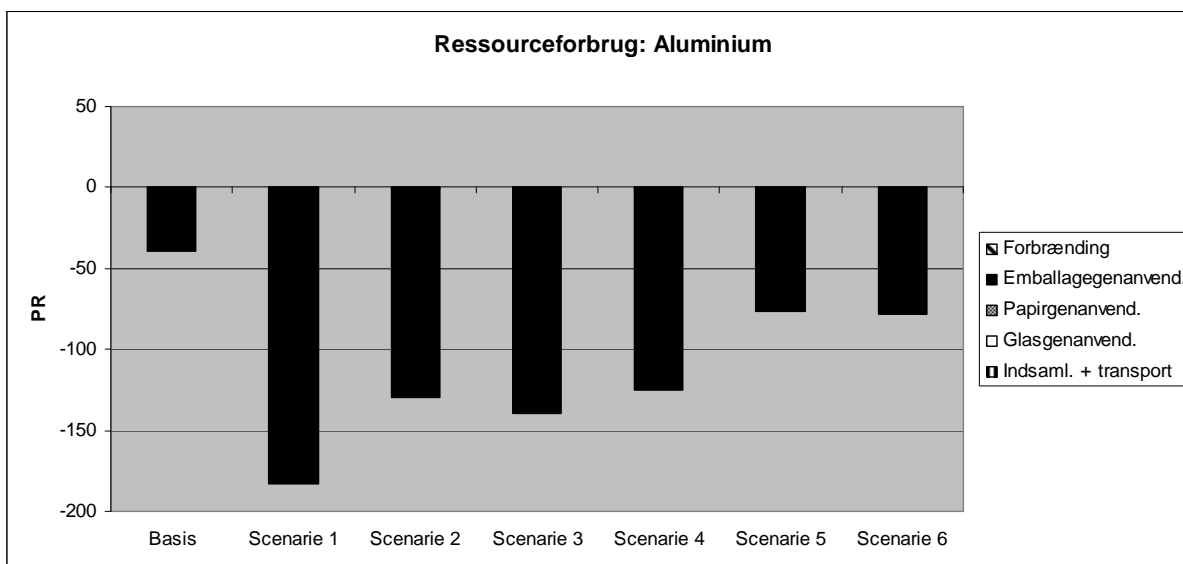
**Figur 14.** Forbrug af råolieressource i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

Som supplement til Tabel 5, hvor ressourceforbruget er opgjort som personreserver (PR), viser Tabel 6 ressourceforbruget af fossilt brændsel omregnet til energimængder i terajoule (TJ:  $10^{12}$  joule). Ud fra opgørelsen i PR kan man ikke direkte se hvilke af de seks scenarier, der har et højere eller lavere nettoenergiforbrug i forhold til basisscenariet, idet energiindholdet per PR er forskelligt (energiindholdet pr. PR er højest for stenkul, efterfulgt af råolie og sidst naturgas). Det betyder, at for scenarie 6, hvor der på PR-basis er en samlet ressourcebesparelse, bliver billedet et andet, hvis man ser på brændslernes energiindhold. I dette tilfælde bliver scenarie 6 mere ressourcekrævende end basisscenariet målt i energienheder. For de resterende scenarier 1-5 er der ikke en sådan forskel i relativ placering i forhold til basisscenariet ved opgørelse af ressourceforbrug i hhv. PR og TJ. Det skal dog bemærkes, at affaldssystemet samlet set i alle scenarier giver en nettobesparelse af fossilt brændsel.

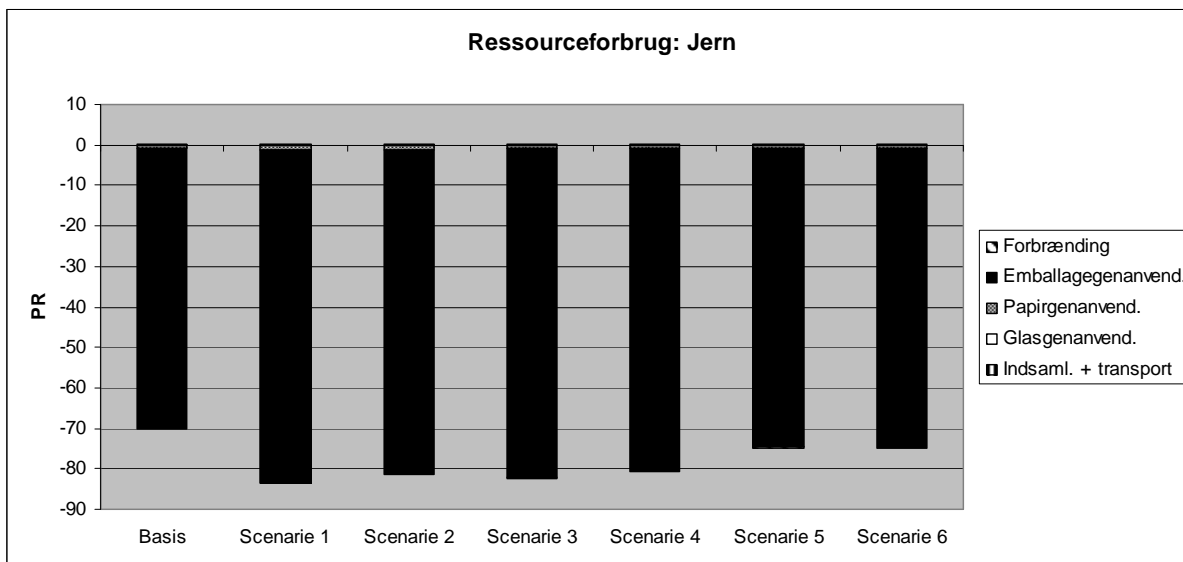
**Tabel 6.** Ændring af energiforbrug i forhold til basisscenariet ved implementering af fremtidsscenarierne.

Scenarie	Stenkul TJ Primærenergi	Naturgas TJ Primærenergi	Råolie TJ Primærenergi
Basis	-1.351,1	91,3	-30,5
Ændringer i forhold til basis			
1	+3,5	+9,8	-19,0
2	-1,0	+12,4	-10,0
3	+8,3	-2,9	-14,0
4	+8,8	-5,0	-12,1
5	+3,7	-1,2	-4,6
6	+12,7	-10,2	+0,3

Figur 15 og Figur 16 viser besparelse af hhv. aluminium og jern. Besparelse af disse ressourcer skyldes udelukkende emballagegenanvendelse (bemærk dog, at genanvendelse af aluminium og jern fra forbrændingsanlæggets slagter er inkluderet heri).

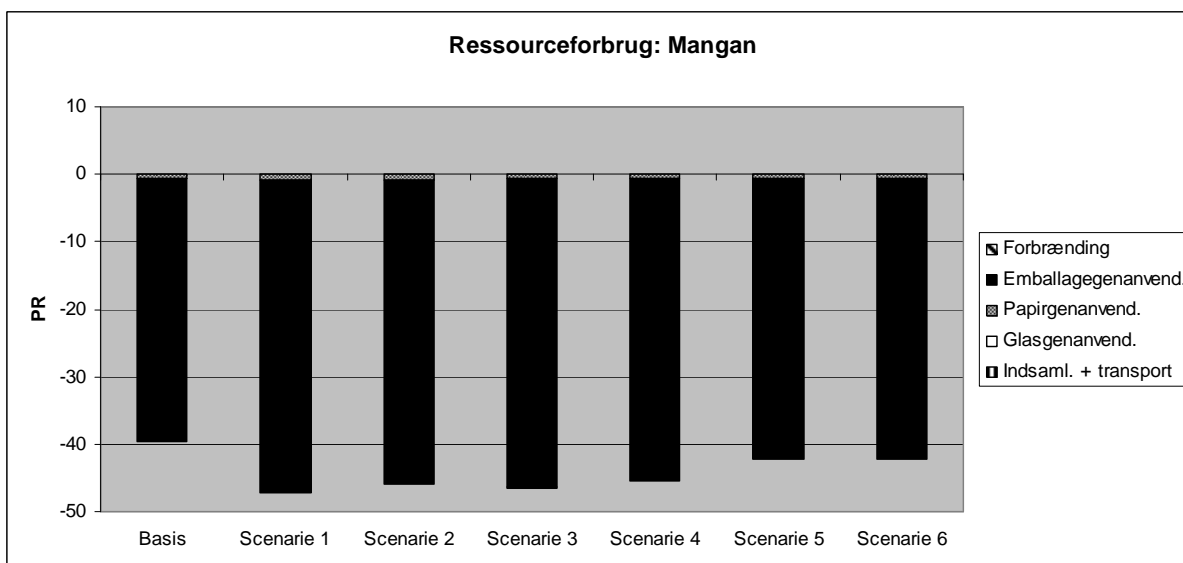


**Figur 15.** Forbrug af aluminiumsressource i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.



**Figur 16.** Forbrug af jernressource i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

Affaldssystemet giver også anledning til en relativ stor besparelse af mineralressourcen mangan, som det kan ses af Figur 17. Denne besparelse er udelukkende forbundet med jerngenanvendelsesprocessen.



**Figur 17.** Forbrug af manganressource i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på behandlingsfaser.

---

### 2.2.3 Delkonklusioner

#### *Det nuværende affaldssystem:*

- Det nuværende affaldssystem (basisscenariet) er karakteriseret ved at være effektivt og velfungerende, hvilket giver sig udtryk i, at systemet i de potentielle ikke-toksiske påvirkningskategorier drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og fotokemisk ozondannelse bidrager med miljøforbedringer, som skyldes substitution af mere forurenende teknologier uden for affaldssystemet. Især er der en stor nettogevinst forbundet med forbrændingsanlægget, som erstatter marginal kulbaseret energiproduktion.
- For de potentielle toksiske påvirkningskategorier, økotoksicitet i vand og jord og humantoksicitet via luft, vand og jord, bidrager det nuværende affaldssystem med nettoemissioner, dvs. nettomiljøpåvirkninger. Kviksvovmission fra forbrændingsanlægget bidrager især i kategorierne humantoksicitet via vand og jord til miljøbelastningen.
- Der er ressourcebesparelser i det nuværende affaldssystem forbundet med ressourcerne stenkul, råolie, aluminium, jern og mangan. Kun for naturgas er der et nettoforbrug, som skyldes energianvendelse i forbindelse med papirgenanvendelsesprocesserne, men samlet set spares der fossilt brændsel i systemet.

#### *Potentielle ændringer ved implementering af fremtidsscenarierne:*

- Det vil være muligt at nedbringe mængden af restaffald med ca. 8 % og tilsvarende forøge mængderne af genanvendeligt papir og genanvendeligt glasaffald med hhv. 16 og 35 % ved maksimal fokus på husstandsindsamling som i scenarie 1. Der vil maksimalt kunne udsorteres 1.089 ton emballageaffald, hvilket er mindre end 1 % af den samlede affaldsmængde. I scenarie 6, som har fokus på bringeordninger vha. genbrugsstationer, vil mængderne af restaffald stige med ca. 6 %.
- Scenarie 1 med mest mulig husstandsindsamling og deraf følgende størst affaldsmængde til genanvendelse udgør en klar forbedring i forhold til basisscenariet indenfor alle potentielle miljøpåvirkningskategorier, undtagen humantoksicitet via luft, og må derfor regnes for det miljømæssigt mest hensigtsmæssige alternativ til basisscenariet.
- Scenarie 6, hvor der fokuseres på at fremme bringeordninger ved at benytte genbrugsstationer, ser ud til at være det miljømæssigt dårligste alternativ, selvom det stadig er bedre end basisscenariet på flere punkter.
- Ved fordeling af de potentielle miljøpåvirkninger på indsamling og transport, emballagegenanvendelse, papirgenanvendelse, glasgenanvendelse og forbrænding er forbrænding og papirgenanvendelse de vigtigste faser som bidrager til de ikke-toksiske påvirkningskategorier, hvilket hovedsageligt skyldes erstatning af kulbaseret energiproduktion.
- For de toksiske påvirkningskategorier er billedet mere kompliceret. Mht. økotoksicitet i vand og jord resulterer udsortering af emballageaffald, og dermed øget genanvendelse af

---

aluminium og jern, i undgåede emissioner. Indsamling og transport er vigtig for humantoksicitet via luft pga. VOC-emission fra dieselforbrug. Humantoksicitet via vand skyldes næsten udelukkende kviksølvemission fra forbrændingsanlægget. Humantoksicitet via jord skyldes også kviksølvemission fra forbrændingsanlægget, som til dels opvejes af undgåede fluoridemissioner ved aluminiumgenanvendelse.

- Udsortering af emballageaffald resulterer i øget genanvendelse af aluminium, jern og plast. Generelt giver aluminiumgenanvendelse større miljøforbedring i forhold til jerngenanvendelse, især inden for de toksiske påvirkningskategorier. Plastgenanvendelse har i kategorierne forsurening og næringssaltbelastning omtrent lige så stor betydning som aluminiumgenanvendelse. I de ikke-toksiske påvirkningskategorier resulterer øget emballagegenanvendelse i mindsket miljøbelastning, hvilket gælder i alle scenarier.
- Ændringerne vil være forholdsvis små mht. udnyttelse af energiressourcer, dog er der relative store besparelser med hensyn til råolie ved implementering af fremtidsscenarierne. For forbrug af aluminium er der tale om store besparelser i forhold til basisscenariet. Besparelserne er lidt mindre udtalte for jern og mangan. Overordnet set giver scenarie 1 anledning til de største ressourcebesparelser.
- Ved opdeling af ressourceforbruget på behandlingsfaser ses, at forbrænding og papirgenanvendelse er vigtigst mht. besparelser på stenkulsforbrug, hvorimod der er et nettoforbrug af naturgas forbundet med papirgenanvendelse. Udsortering af plastemballage giver anledning til en besparelse af råolie. Besparelser på mineralressourcer er udelukkende forbundet med udsortering af metalholdig emballage samt genanvendelse af aluminium og jern fra forbrændingsanlæggets slagter.

## 2.3 Økonomivurdering for dagrenovation

### 2.3.1 Datagrundlag

Omkostningerne for Århus Kommune til indsamling og behandling af affald i basisscenariet og de seks fremtidsscenarier er beregnede med udgangspunkt i de omkostninger, der fremkom i ”Bilagsrapport 5: Datagrundlag for økonomiske beregninger” (Merrild 2007b), og vha. yderligere information vedrørende nye indsamlingsordninger og nye udsorterede affaldsfraktioner (Århus Kommune Affald og Varme 2006) & (Hamann 2008). Enhedsomkostninger for indsamling og behandling, der er brugt i beregningerne, er præsenterede i Tabel 7. I de syv scenarier er affaldssystemet modelleret som forskellige kombinationer af indsamlingsordninger for fire affaldsfraktioner: restaffald, papir, glas samt plast- og metalemballage. Restaffaldet indsamles ved forskellige henteordninger (Restaffald H) i hovedparten af kommunen. I modelleringen af midtbyen indsamles restaffaldet i nedgravede containere (Restaffald N). Papir og glas indsamles gennem fire ordninger: henteordninger (Papir & pap H/Glas H), konventionelle kuber (Papir & pap K/Glas K), genbrugsstationer (Papir & pap G/Glas G) samt nedgravede containere (Papir & pap N/Glas N). Den sidste fraktion, plast- og metalemballage, indsamles ligeledes gennem fire forskellige ordninger: henteordninger (Plast & metal H), konventionelle kuber (Plast & metal K), genbrugsstationer (Plast & metal G) samt storskraldshenteordninger (Plast & metal S).

**Tabel 7:** Enhedsomkostninger for indsamling og behandling (DKK/ton, 2005-års priseniveau).

	Indsamling	Behandling	Datagrundlag
Restaffald H	687	527	(Merrild 2007b)
Restaffald N	898	527	Indsamling: (Århus Kommune Affald og Varme 2006) og (Kranert et al. 2004) Behandling: Samme som for Restaffald H
Papir & pap H	561	-341	(Merrild 2007b)
Papir & pap K	311	-341	(Merrild 2007b)
Papir & pap G	311	-341	(Merrild 2007b)
Papir & pap N	456	-341	Indsamling: (Århus Kommune Affald og Varme 2006) og (Kranert et al. 2004) Behandling: (Merrild 2007b)
Glas H	561	Flasker: -860 Skår: 50	Indsamling: Samme som Papir & pap H Behandling: (Merrild 2007b)
Glas K	436	Flasker: -860 Skår: 50	(Merrild 2007b)
Glas G	436	Flasker: -860 Skår: 50	(Merrild 2007b)
Glas N	587	Flasker: -860 Skår: 50	Indsamling: (Århus Kommune Affald og Varme 2006) og (Kranert et al. 2004) Behandling: (Merrild 2007b)
Plast & metal H	561	Plast: 0 Aluminium: -1223 Jern: -1223	Indsamling: Samme som Papir & pap H Behandling: (Hamann 2008)
Plast & metal K	436	Plast: 0 Aluminium: -1223 Jern: -1223	Indsamling: Samme som for Glas K i (Merrild 2007b) Behandling: (Hamann 2008)
Plast & metal G	436	Plast: 0 Aluminium: -1223 Jern: -1223	Indsamling: Samme som for Glas K Behandling: (Hamann 2008)
Plast & metal S	2195	Plast: 0 Aluminium: -1223 Jern: -1223	Indsamling: Samme som for Storskrald Henteordning modtagerpladsen i (Merrild 2007b) Behandling: (Hamann 2008)

---

Massestrømmene til de forskellige indsamlingsordninger i de tre områder i kommunen er definerede i bilagsrapporten om fremtidsscenarier (Larsen og Møller 2008). Forudsætningerne for basisscenariet er ændrede i forhold til Projekt 1 om det nuværende affaldssystem (Larsen et al. 2007), da der nu er indført nedgravede containere til dele af affaldsstrømmene i midtbyen. I dette projekt er der i modelleringen antaget, at indsamling med nedgravede containere dækker hele massestrømmen for de relevante fraktioner. Derved er omkostningerne for basisscenariet ikke det samme som i Projekt 1.

### 2.3.2 Resultater

Resultatafsnittet omhandler følgende punkter:

- Samlede omkostninger for det nuværende system fordelt på indsamlingsordninger og de tre områder: Enfamilieboliger udenfor midtbyen, flerfamilieboliger udenfor midtbyen samt midtbyen. Resultaterne for det nye basisscenarie sammenlignes her også med resultaterne fra den oprindelige modellering i Projekt 1.
- Omkostninger for fremtidsscenarierne fordelt på indsamlingsordninger.

Der gives først en beskrivelse af de omkostninger, der er estimerede for det nuværende affaldssystem, hvilket bruges som grundlag for at vurdere de ændringer, som opstår ved at implementere de seks fremtidsscenarier. Dernæst præsenteres resultaterne for fremtidsscenarierne fordelt på de forskellige indsamlingsordninger med det formål at sammenligne disse med basisscenariet. Dette kan bruges til grundlag for en vurdering af omkostningseffektiviteten i forhold til miljøforbedringerne der opnås.

Da beregningerne er baserede på enhedspriser (dvs. DKK/ton) er omkostningerne direkte proportionelle med mængden af affald. Dette er selvfølgelig ikke helt i overensstemmelse med virkeligheden, da nogle af udgifterne som f.eks. fællesudgifter og andre faste udgifter vil blive mindre per ton ved øget indsamlet mængde. Endvidere vil nogle af udgifterne ikke stige proportionalt med øget mængde affald, f.eks. i de tilfælde, hvor den øgede mængde bliver indsamlet i samme antal containere bare vha. en større fyldningsgrad. Vi anser dog, at brug af enhedspriser giver en god tilnærmelse af systemets omkostninger, da det kan antages, at enhedspriserne er gældende for det interval, vi arbejder i.

#### 2.3.2.1 Omkostninger for det nuværende system

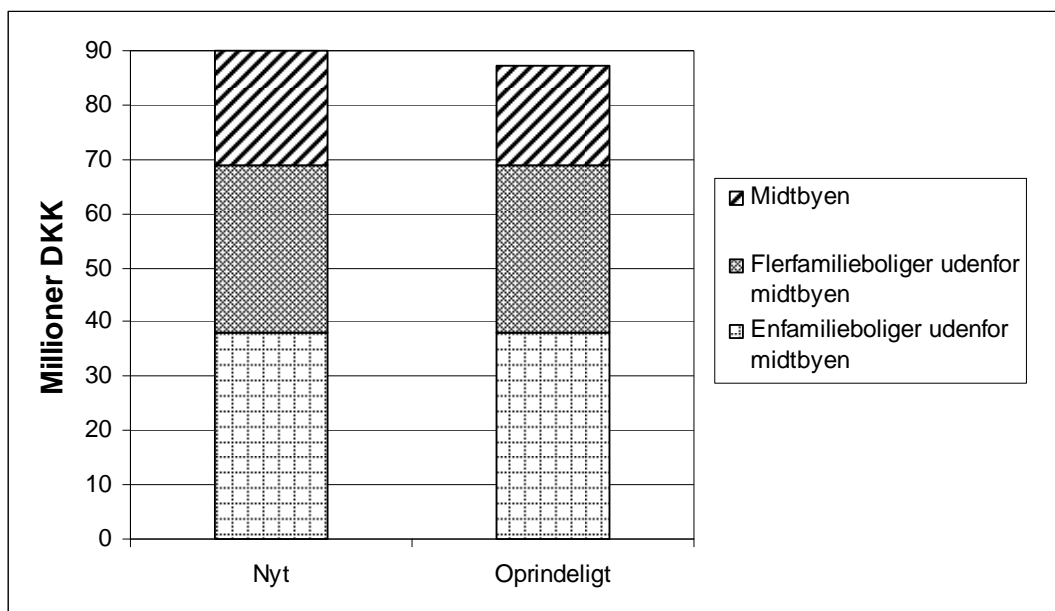
Omkostningerne for det nuværende system kan ses i Tabel 8. Som det kan ses, er det indsamling og behandling af restaffald, der udgør den største del af omkostningerne for kommunen, hvilket er i overensstemmelse med den oprindelige modellering i Projekt 1. En sammenligning mellem omkostningerne for den nye modellering og den oprindelige kan ses i Figur 18. Som det kan ses, er de to delsystemer enfamilieboliger udenfor midtbyen og flerfamilieboliger udenfor midtbyen næsten af de samme størrelser i det nye og det oprindelige. Forskellen skyldes, at nogle af massestrømmene har ændret sig, bl.a. fordi kuberne til metal, batterier og småt elektronik er nedlagte, samt at der opstår nogle afrundingsforskelle, i det der her bruges gennemsnitsomkostninger for de forskellige indsamlingsordninger. Den største forskel i omkostningerne skyldes ændringer i midtbyens systemer, hvilke i alt er blevet ca. 14% dyrere. Dette skyldes især, at restaffaldsindsamlingen er blevet dyrere ved indførsel af nedgravede containere. Bemærk, at vi her regner med, at alt restaffald bliver indsamlet i nedgravede containere i



midtbyen. Glasindsamlingen er blevet lidt dyrere ved indsamling med nedgravede containere, mens indsamlingen af papir er blevet billigere, da henteordninger er erstattet med nedgravede containere.

**Tabel 8:** Omkostninger for nuværende system (DKK 2005-års prisniveau).

	Enfamilieboliger udenfor midtbyen	Flerfamilieboliger udenfor midtbyen	Midtbyen
Restaffald	36.617.710	29.681.647	
Restaffald N			20.724.591
Papir K	-76.752	-61.036	
Papir H	1.003.956	808.750	
Papir N			134.696
Papir G	-28.782	-24.969	-14.603
Glas K	246.584	355.337	
Glas N			291.482
<b>I alt</b>	<b>37.762.716</b>	<b>30.759.729</b>	<b>21.136.166</b>



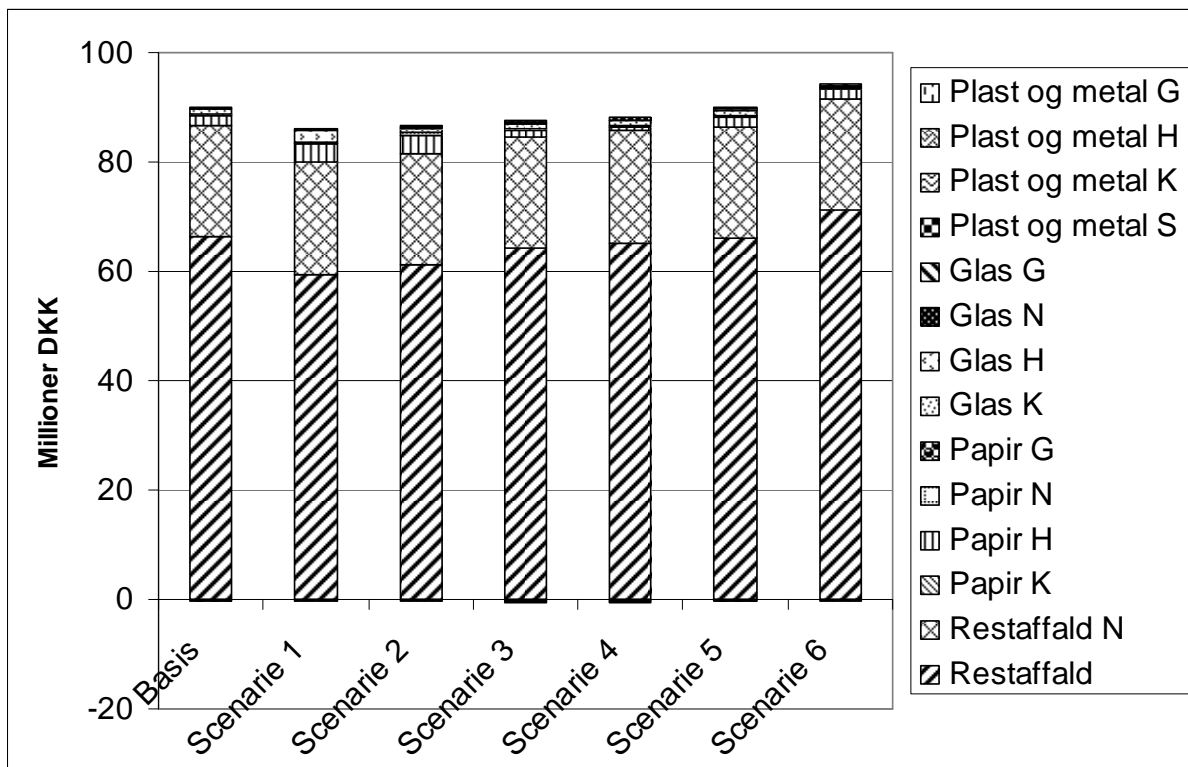
**Figur 18:** Omkostninger i nyt basisscenarie og i oprindeligt basisscenarie.

### 2.3.2.2 Omkostninger for fremtidsscenarier fordelt på indsamlingsordninger

Fremtidsscenarier, der er modelleret, er nærmere beskrevet i afsnit 2.1 samt bilagsrapport 8 (Larsen og Møller 2008). De seks modellerede scenarier er følgende:

- Scenarie 1. Husstandsindsamling
- Scenarie 2. Husstandsindsamling med begrænsninger
- Scenarie 3. Husstandsindsamling med valgfrihed
- Scenarie 4. Kubeordninger
- Scenarie 5. Afhentning med storskraldordninger
- Scenarie 6. Genbrugsstationer

Figur 19 viser omkostningerne og gevinsterne for basisscenariet og for scenarie 1-6 fordelt på indsamlingsordninger. Fordelingen på indsamlingsordninger er foretaget for at kunne vurdere fra scenarie til scenarie hvilken del af det samlede system, der forårsager de væsentlige ændringer i de totale omkostninger. Resultaterne for de seks fremtidsscenarier viser, at det er relativt små ændringer i forhold til basisscenariet. Scenarie 1-5 giver lidt mindre omkostninger for kommunen, mens scenarie 6 giver lidt større omkostninger for kommunen. Det scenarie, der er billigst, er scenarie 1, hvilket giver en omkostning, som er omkring 4,1 millioner DKK mindre end omkostningerne i basisscenariet. For scenarie 2, 3, 4 og 5 er besparelserne henholdsvis omkring 3,4; 2,7; 2,3 og 0,1 millioner DKK. Scenarie 6 giver en øget omkostning på omkring 4,4 millioner. Dvs. at for de seks scenarier, der er modelleret her, påvirkes kommunens budgetøkonomi for dagrenovation med mindre end 5 % i en positiv eller negativ retning. Resultaterne er til stor del afhængige af hvilken mængde restaffald der indsamles, men selvfølgelig også af, hvor store mængder af genanvendelige materialer der indsamles. Restaffaldets betydning skyldes dels, at det er den største affaldsfraktion, og dels at indsamlingsordningerne og behandlingen af restaffaldet er relativt omkostningsfulde. Ved at flytte affald fra restaffaldsordningerne til de andre ordninger spares der penge på restaffaldsordningerne, og samtidig opstår der for de andre ordninger øgede omkostninger eller besparelser, afhængigt af hvilken ordning affaldet flyttes til. Omkostningsmæssigt betyder det mest at reducere mængden af restaffald, da de samlede omkostninger til indsamling og behandling af alle andre fraktioner er lavere end for restaffald, dog med undtagelse af plastemballage via storskralsordningen.



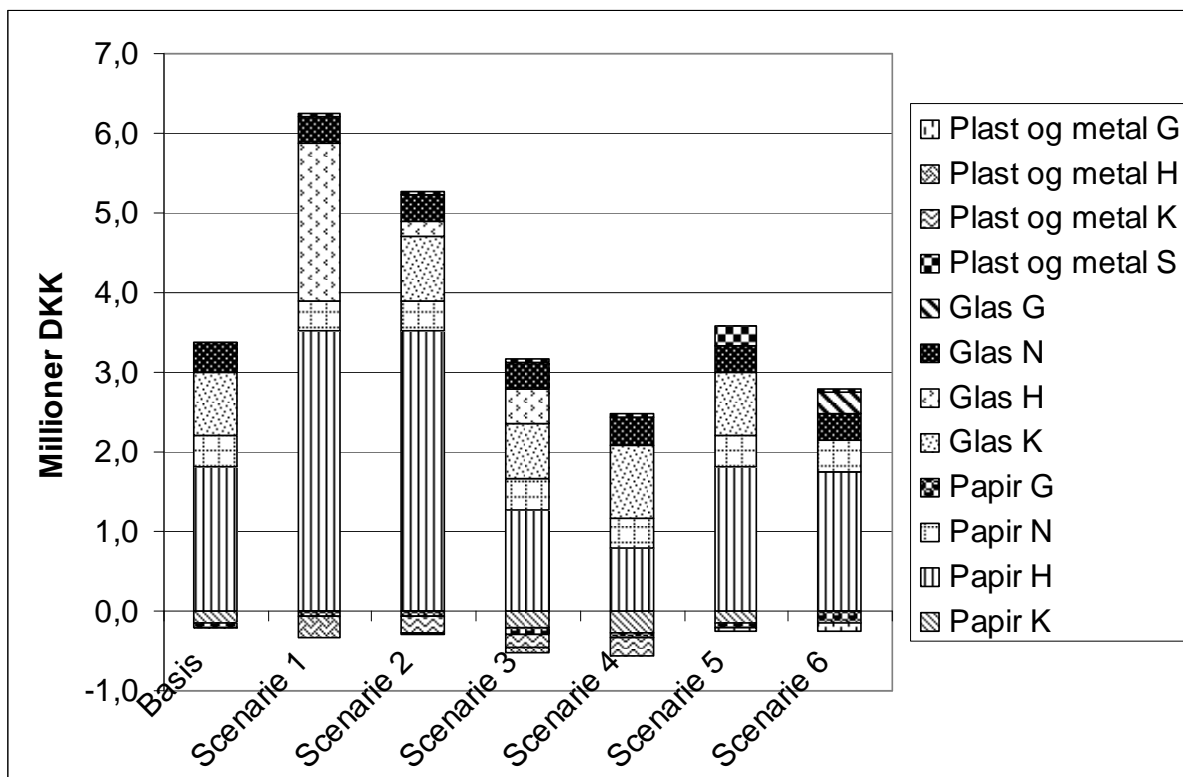
Figur 19: Omkostninger i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på indsamlingsordninger.

---

Figur 20 viser omkostningerne for alle fraktioner undtagen restaffaldet. Som figuren viser, er det især affald fra henteordninger for papir, papir fra nedgravede containere samt glasindsamlingsordningerne, der er omkostningsfulde for kommunen (hvis man ser bort fra restaffaldet). Dette skyldes, at det er forholdsvis store mængder der indsamles sammenlignet med plast- og metalemballage. Udover disse poster giver også indsamling af plast- og metalemballage gennem storskraldsordningen en øget omkostning for systemet. Indsamling af plast og metal gennem de andre ordninger ser ud til at kunne give kommunen en lille besparelse, hvilket skyldes, at den høje indtægt fra salg af metaller overstiger indsamlingsomkostningerne. Papirindsamling i konventionelle kuber samt på genbrugsstationer giver kommunen en indtægt, som dog er forholdsvis lille, hvilket grunder i at prisen for et ton papir p.t. kun overstiger indsamlingsomkostningerne med ca. 30 DKK.

Som nævnt ovenfor betyder det mest for kommunens omkostninger, at mængden af restaffald reduceres. Den reduceres mest i de scenarier, hvor en stor del af affaldet indsamles med henteordninger. Selvom disse ordninger er de mest omkostningsfulde, bliver scenarierne samlet set de mindst omkostningsfulde, da mængden af restaffald reduceres. Dette kan ses ved, at Scenarie 1, hvor maksimal husstandsindsamling er modelleret, er det med samlet lavest omkostning. Dvs. at selv om kubeindsamling og indsamling på genbrugsstationerne er mindre omkostningsfulde end henteordningerne er konsekvensen af den mindre mængde kildesorteret affald, og dermed den større mængde restaffald, at disse scenarier (Scenarie 3, 4, 5 & 6) bliver mere omkostningsfulde end de med meget husstandsindsamling (Scenarie 1 & 2).

Sammenlignes omkostningen for indsamling og behandling af restaffald med omkostningerne for indsamlingsordningerne for de andre affaldsfraktioner, kan det ses at den største besparelse per ton affald kan opnås ved at flytte affald fra Restaffald N til Plast & metal K eller Plast & metal G. Denne forflytning ville give en besparelse på ca. 1800 DKK/ton. Det ton affald, der er mest omkostningsfuldt at flytte, er et ton fra Restaffald H til Plast & metal S, da omkostningerne for denne indsamlingsordning overskrider omkostningerne for restaffaldsindsamlingen. Denne forflytning vil give en meromkostning på ca. 200 DKK/ton. Ved at flytte papir fra restaffaldet kan der spares mellem ca. 1000 og 1450 DKK/ton og ved at flytte glas fra restaffaldet kan der spares mellem ca. 800 og 1200 DKK/ton. Dvs. at gennem at flytte et ton affald fra Restaffald N til Plast & metal K eller G kan man opnå en større besparelse end ved at flytte to ton glas til den mindst besparende glas ordninger (Glas N og Glas H). For papir er der et uudnyttet potentiale på 7000 ton/år, for glas 4000 ton/år samt for emballage 900 ton plast/år og 1700 ton metal/år.



**Figur 20:** Omkostninger i basisscenariet og scenarie 1-6 fordelt på indsamlingsordninger eksklusive restaffald.

---

## 2.4 Vurdering af serviceniveauet

### 2.4.1 Service og affald

Vurdering af de servicemæssige aspekter indgår som et nyt element i den samlede vurdering af affaldssystemet. Begrebet service bruges i forbindelse med levering af serviceydelser. At bortskaffe affald for borgerne er en serviceydelse. Serviceydelser kan måles på deres kvalitet, men ofte benytter man kvantitative mål til at udtrykke kvaliteten. Det kan fx indenfor sundhedsvæsenet være antal senge per hospitalsstue som et udtryk for serviceniveauet over for patienterne. Ideelt set burde servicekvalitet måles på, hvordan borgerne opfatter den, men det kan være meget ressourcekrævende at gøre det. I dette projekt kædes servicekvalitet sammen med borgernes deltagelse i kildesorteringsprogrammer, idet et opfattet højt serviceniveau forudsættes at være en betingelse for deltagelse. Mange undersøgelser peger på, at borgeres deltagelse i kildesorteringsprogrammer især afhænger af to aspekter: Udformning af indsamlingssystemet og information. Førstnævnte aspekt hænger godt sammen med serviceniveau, da et system, som er udformet således, at det er nemt for borgerne at komme af med affaldet på den tilsigtede måde, kan siges at levere et højt serviceniveau. Derfor vurderes service i dette projekt med hensyn til hvor nemt og bekvemt, det er for borgerne at aflevere deres affald.

### 2.4.2 Metode

Til projektet er der udviklet en metode til vurdering af serviceniveauet i nye affaldssystemer, da der ikke fandtes en eksisterende metode, som dækkede emnet bredt nok. Metoden går ud på at vurdere serviceniveauet i forslagene til fremtidige systemer i forhold til det nuværende system. De fremtidige systemer er beskrevet i følgende seks scenarier (se også afsnit 2.1):

- Scenarie 1. Husstandsindsamling
- Scenarie 2. Husstandsindsamling med begrænsninger
- Scenarie 3. Husstandsindsamling med valgfrihed
- Scenarie 4. Kubeordninger
- Scenarie 5. Afhentning med storskraldordninger
- Scenarie 6. Genbrugsstationer

I de følgende afsnit gennemgås de enkelte elementer i metoden.

#### 2.4.2.1 Serviceindikatorer

Der er opstillet syv serviceindikatorer, som bruges til bedømmelse af, om et fremtidigt system leverer bedre eller dårligere service end det nuværende system (Larsen 2008b). Nedenfor forklares, hvad indikatorerne udtrykker. De er defineret på baggrund af samtaler med medarbejdere i Århus Kommune, tilfredshedsundersøgelse i Århus Kommune samt andre studier af emnet. De vurderes at dække de væsentligste aspekter af den fysiske udformning af et affaldssystem, som kan siges at have indflydelse på, hvordan borgerne oplever serviceniveauet. Servicebegrebet dækker også andre aspekter såsom medarbejdernes fremtræden, driftssikkerhed og renholdelse, men disse må siges at afhænge af den konkrete situation. De anvendes derfor ikke i metoden til vurdering af fremtidige systemer.

---

### **Serviceindikator 1: Påvirkning af det private rum**

Hvordan indsamlingssystemet påvirker borgernes private rum, dvs. hus, have, fællesarealer. Det kan være i form af plads til affaldet inde i huset, plads til beholdere ved huset, visuel påvirkning ved at have beholdere stående, lugtgener fra affald, støjgener fra tømning, osv.

### **Serviceindikator 2: Påvirkning af det offentlige rum**

Hvordan indsamlingssystemet påvirker det offentlige byrum, dvs. ved kubestandpladser og fortove. Kubestandpladser optager plads på offentlige arealer og giver en visuel påvirkning af byrummet. Beholdere, der stilles frem på tønningsdagen, påvirker også byrummet. Der kan også være lugt- og støjgener forbundet med at indsamle affaldet på offentlige arealer.

### **Serviceindikator 3: Lighed for borgerne**

Om indsamlingssystemet giver alle borgere lige mulighed for at deltage i kildesortering. De forskellige indsamlingssystemer kan favorisere nogle borgere frem for andre. Det kan være med hensyn til, hvor meget det private rum påvirkes, om der er behov for bil for at aflevere affaldet, om mængden af affald i husstanden er tilstrækkelig til, at man vil kildesortere, om afstanden til afleveringsstedet er for lang osv.

### **Serviceindikator 4: Valgfrihed og fleksibilitet for borgerne**

Om borgerne har mulighed for at vælge selv hvor og hvornår de vil aflevere affald. Alle borgere er som udgangspunkt forpligtede til at sortere i de angivne fraktioner. Nogle borgere vil foretrække henteordninger, andre vil foretrække bringeordninger, hvilket vil afhænge af deres affaldsmængde og deres muligheder for selv at transportere affald. Valgfrihed og fleksibilitet er også, at borgerne kan aflevere affaldet, når de selv ønsker det.

### **Serviceindikator 5: Indsamlingssystemet som en samlet løsning**

Om indsamlingssystemet opfattes som en sammenhængende løsning for at aflevere husholdningsaffaldet. Hvis systemet er sammensat af flere typer af ordninger, kan disse have forskellige åbningstider, tønningsfrekvenser, afleveringssteder osv. Det kan gøre det komplekst for borgerne at gennemskue, hvordan de deltager i kildesorteringen.

### **Serviceindikator 6: Trafik**

Om indsamlingssystemet giver mere trafik. Øget trafik, hvad enten det er med indsamlingsbiler eller privatbiler, er som udgangspunkt uønsket. Flere indsamlingsordninger med selvstændig indsamling i et område vil give mere trafik.

### **Serviceindikator 7: Afstand**

Om afstanden fra borgerne til afleveringsstedet opleves som rimelig. Henteordninger er tættere på borgerne end bringeordninger, dvs. kubestandpladser og genbrugsstationer. Afstanden kan have betydning for om alle deltager, hvor synligt systemet er osv.

#### **2.4.2.2 Evalueringsskema**

Hvert af fremtidsscenarierne beskriver et alternativt affaldssystem, som sammenlignes med det nuværende system. Til evalueringen af hvert scenarie anvendes et evalueringsskema, som er vist i Figur 21. For hver indikator angives det, om det alternative system er *meget værre*, *lidt værre*, *på samme niveau*, *lidt bedre* eller *meget bedre* end det nuværende system. På den måde fås en vurdering af hvilke systemer, der relativt set er bedst.

<i>Serviceindikator</i>	<i>Meget værre</i>	<i>Lidt værre</i>	<i>Samme niveau</i>	<i>Lidt bedre</i>	<i>Meget bedre</i>
Påvirkning af privat rum					
Påvirkning af offentligt rum					
Lighed for borgerne					
Valgfrihed og fleksibilitet for borgerne					
Indsamlingssystemet som en samlet løsning					
Trafik					
Afstand					

**Figur 21.** Evalueringskema.

### 2.4.2.3 Vægtning

Serviceindikatorer tilskrives efter besvarelse af skemaet en vægt. Det gøres ved at fordele 100 point ud på de syv indikatorer efter hvor vigtige de vurderes at være af respondenterne. Hver indikator får således en vægt mellem 0/100 og 100/100. Vægtning foretages, fordi indikatorerne ikke kan siges at være lige vigtige i forhold til respondentens opfattelse af service i et affaldssystem.

### 2.4.2.4 Behandling af data

Besvarelserne i evalueringskemaet gives en værdi, idet bedømmelsen *meget værre* gives værdien -2, *lidt værre* -1, *på samme niveau* 0, *lidt bedre* +1 og *meget bedre* +2. For hvert evalueringskema beregnes en samlet score som et gennemsnit af de syv indikatorers værdier. Der beregnes også et vægtet gennemsnit ud fra den vægtning, som respondenterne har foretaget. I begge tilfælde fås en score på mellem -2 og +2. En score på 0 svarer til, at det fremtidige system overordnet set er på samme serviceniveau som det nuværende, selvom de enkelte indikatorer ikke behøver at være det. Ud fra de beregnede scorere bedømmes det, om fremtidsscenarioet samlet set er bedre eller værre end det nuværende system.

## 2.4.3 Undersøgelsen

Metoden blev anvendt til vurdering af affaldsordningerne i de seks fremtidsscenerier, som er beskrevet i afsnit 2.1. Det blev gjort ved, at medarbejdere i Århus Kommune gav deres individuelle vurdering af scenarierne. På den måde blev undersøgelsen en ekspertvurdering af serviceniveauet. Medarbejderne er eksperter i deres eget affaldssystem og ved hvilket serviceniveau, de gerne vil tilbyde kommunens borgere, og hvad borgerne især lægger vægt på ved affaldssystemet. Det er således medarbejdernes opfattelse af kvaliteten af de opstillede servicetilbud, der vurderes.

### 2.4.3.1 Afgrænsning

Undersøgelsen blev afgrænset til at omfatte dagrenovation, som er den affaldstype, der indgår i de opstillede scenarier. De øvrige affaldstyper kunne også være inddraget, men der er ikke skitseret alternative indsamling- og behandlingsmuligheder for dem, og de indgår derfor ikke i scenarierne. Undersøgelsen er også afgrænset til at være en ekspertvurdering af serviceniveauet. Det er derfor vigtigt at være opmærksom på, at resultaterne afspejler medarbejdernes holdninger og ikke borgernes. Det vides ikke, om borgerne vil vurdere serviceniveauet på samme måde. Ideelt set

kunne man også have inddraget en borgergruppe til at give deres vurdering af, hvordan serviceniveauet ændres ved valg af alternative affaldsordninger. Dog formodes det at være sværere for borgerne at forestille sig hypotetiske affaldssystemer, end det er for medarbejderne, der har stor viden om affaldssystemers funktionalitet.

#### 2.4.3.2 Forløb

Undersøgelsen blev gennemført på et møde i Århus, hvor 8 personer fra affaldsafdelingen, både privat- og erhvervsaffald, var til stede. Hver deltager udfyldte et evalueringsskema for hvert af de seks scenarier. Efterfølgende blev deltagerne bedt om at vægte indikatorerne. Før og efter besvarelsene var der diskussion af, hvad god service er i Århus Kommune. Beregning af resultater ud fra besvarelsene blev efterfølgende foretaget af DTU Miljø.

I forløbet blev der foretaget en ændring af scenarie 5 om indsamling af emballageaffald sammen med storskrald. Det skitserede scenarie lignede det nuværende system så meget, at det ville opnå en vurdering svarende til det nuværende. Scenariet blev omformuleret til, at alt genanvendeligt affald, dvs. papir, glas, plast og metal, skulle indsamles med storskraldsbiler. Afhentningsfrekvens ville i så fald være væsentligt højere end i dag.

### 2.4.4 Resultater

#### 2.4.4.1 Vægtning

Undersøgelsen gav syv brugbare besvarelser, som i det følgende kaldes respondent A-G. Respondenternes vægtning af de syv serviceindikatorer er vist i Tabel 9. Den gennemsnitlige vægt af hver serviceindikator ses i den højre kolonne. Hvis alle indikatorer opnåede samme vægtning, ville det svare til 100/7 point eller ca. 14,3 point for hver af dem. Indikatorer, der opnår mere end 14,3 point, anses derfor som mere vigtige af de øvrige indikatorer. Serviceindikatoren *valgfrihed* får i gennemsnit 26 point, og alle respondenter tildelte den mindst 20 point. *Påvirkning af privat rum* og *afstand* får hver mere end 14,3 point af 3 respondenter og har også de næsthøjeste gennemsnit. Øvrige serviceindikatorer får mere end 14,3 point af 1-2 respondenter. Det betyder, at én serviceindikator (*valgfrihed*) skiller sig ud som den vigtigste, hvilket alle respondenter er enige om. For de øvrige indikatorer er der blandt respondenterne mindre enighed om, hvilke der er vigtigst for serviceniveauet.

**Tabel 9.** Respondenters vægtning af serviceindikatorer.

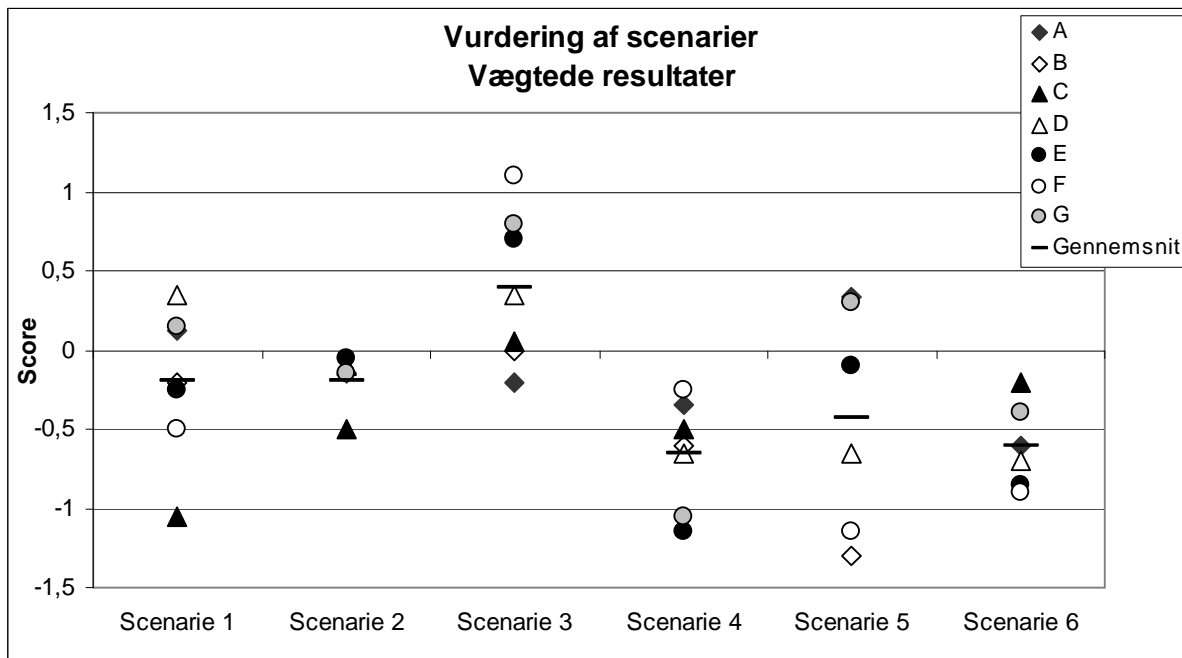
Vægtning af serviceindikator	A	B	C	D	E	F	G	Gennemsnit
Privat rum	10	20	30	10	10	10	20	16
Offentligt rum	10	10	10	20	10	10	15	12
Lighed	7	10	5	15	5	25	10	11
Valgfrihed	20	30	30	20	30	25	30	26
Samlet løsning	8	10	5	15	25	10	10	12
Trafik	20	10	10	5	10	10	0	9
Afstand	25	10	10	15	10	10	15	14

#### 2.4.4.2 Bedømmelse af scenarier

Der er beregnet et gennemsnit af hver respondents bedømmelse af hvert scenarie. De syv respondenter har vurderet de seks scenarier, hvilket giver 42 besvarelser i alt. Fire af besvarelsene var ufuldstændige, så kun 38 indgår i vurderingen. Figur 22 viser de vægtede pointscore for hvert af de 38 bedømmelsesskemaer samt den gennemsnitlige score for hvert scenarie. Scenarie 2, 4 og 6



vurderes af alle respondenter som værende værre end det nuværende system, mens de øvrige tre scenarier får både positive og negative bedømmelser.



Figur 22. Respondenter A-G's vurdering af hvert scenarie.

Ud fra beregning af en samlet score for hvert scenarie er der givet en bedømmelse af i forhold til det nuværende affaldssystem, hvilket er vist i Tabel 10. Hvad enten der anvendes vægtede eller uvægtede resultater, og om de fire ufuldstændige bedømmelser inkluderes eller ej, så ændres bedømmelsen ikke. Scenarie 3, hvor der indføres valgfri deltagelse i husstandsindsamling af kildesorteret affald, får den bedste score hos seks af de syv respondenter. Samtidig er det også det eneste scenarie, som får en samlet positiv bedømmelse, dvs. bedre end det nuværende system. Scenarie 1 og 2, som også handler om husstandsindsamling får en bedømmelse næsten på niveau med det nuværende system. Scenarie 4 og 6, som har bringeordninger til henholdsvis kuber og genbrugsstationer får de dårligste bedømmelser, idet ingen af respondenter giver dem en positiv bedømmelse. Scenarie 5, hvor affaldet indsamles sammen med storskrald, har et gennemsnit, som er dårligere end det nuværende system, men det dækker over nogle meget negative og nogle forholdsvis positive bedømmelser. Der er indbyrdes stor forskel på, hvordan respondenterne rangerer scenarierne, men over ordnet set er det tydeligt hvilke scenarier, der klarer sig bedst og dårligst i vurderingen som beskrevet ovenfor.

Tabel 10. Bedømmelse af scenarierne med alle serviceindikatorer og de tre vigtigste alene.

Bedømmelse i forhold til nuværende system	Scenarienummer (Alle serviceindikatorer)	Scenarienummer (De tre vigtigste serviceindikatorer alene, tendenser)
lidt bedre	3	3
samme niveau	1, 2	1↓, 2
lidt værre	5	5
meget værre	4, 6	4↑, 6

---

Hvis man kun betragter de vigtigste serviceindikatorer, *valgfrihed*, *påvirkning af privat rum* og *afstand*, ændres bedømmelsen af scenariernes serviceniveau, hvilket er vist i den højre kolonne i Tabel 10. Scenarie 3 om valgfrie henteordninger kommer stadig bedst ud, fordi det får den højeste score på valgfrihed og næsthøjest på de to andre indikatorer. Scenarie 4, som handler om mest mulig kubeindsamling, får en mere positiv bedømmelse end før. Det skyldes, at scenariet har den bedste score på *påvirkning af det private rum*, middel på *valgfrihed*, men næstdårligst på *afstand*. Scenarie 1 om mest mulig husstandsindsamling bedømmes mere negativt end før. Selvom det scorer højest på *afstand*, så scorer den også dårligst på de to vigtigste indikatorer. Resultaterne her skal ses som tendenser, da bedømmelsen for de tre vigtigste indikatorer alene, sker på et mindre datagrundlag. Derfor er scenarierne ikke indplaceret i nye bedømmelseskategorier.

For de øvrige tre scenarier er der ikke klare tendenser til, om fokus på de vigtigste serviceindikatorer samlet set vil give dem end bedre eller værre bedømmelse. Fælles for dem er, at de ligesom scenarie 1 har en relativt dårlig score på to ud af de tre vigtigste indikatorer.

#### **2.4.4.3 Analyse og tolkning af serviceindikatorer**

Analyse af tendenserne for hver serviceindikator fortæller noget om, hvad der har indflydelse på serviceniveauet i hvert scenarie. Dette bruges til tolkning af hvilke typer af indsamlingsordninger, som servicemæssigt set er bedst egnede til indsamling af kildesorteret affald.

Scenarie 1-4 har varierende grader af husstandsindsamling og kubeordninger. Jo højere grad af husstandsindsamling, mest ekstrem i scenarie 1, jo mere negativ er *påvirkningen af det private rum*, men tilsvarende positiv er *påvirkningen af det offentlige rum*. Der er også en tendens til at indikatorerne *samlet løsning* og *afstand* starter positivt og derefter falder med stigende grad af kubeordninger. Det vil sige, at husstandsindsamling har fordele i form af mindre påvirkning af det offentlige rum og kortere afstand til opsamlingssted samt fremstår som en samlet løsning. Men det sker på bekostning af borgernes private rum.

De fleste scenarier har en god score på nogle serviceindikatorer og en dårlig på andre. De tre værste scenarier, 4-6, bliver kun vurderet som bedre end det nuværende system på en eller to indikatorer. Scenarie 4, kubeindsamling, scorer højest på *påvirkning af privat rum*, men lavest på *påvirkning af det offentlige rum*. Scenarie 5 scorer højest på *afstand*, men lavt på både *påvirkning af det private rum* og *trafik*. Scenarie 6 har den næsthøjest score på *påvirkning af det offentlige rum*, men det scorer lavest på *afstand* og *lighed*. Selvom disse scenarier hver har en stærk fordel, så er det ikke nok til at hæve serviceniveauet over det nuværende. De udtrykker hver deres form for indsamlingsordninger, nemlig kubeordninger, storskraldsordninger og genbrugsstationer. Et system, der er bygget op om en af disse ordningstyper, vurderes således som værende dårligere service end det nuværende affaldssystem. Bringeordningerne, hvad enten det er kubeindsamling eller genbrugsstationer, får en negativ bedømmelse på *afstand* og *lighed*. Det tolkes som, at disse ordninger er ulige for borgerne, da de favoriserer de mest mobile grupper, samtidig med at de mindre mobile ikke har andre alternativer til at komme af med affaldet. Scenarie 1, som er bygget op om husstandsindsamling, får en positiv bedømmelse på fire ud af syv serviceindikatorer og vurderes at være på samme serviceniveau, som det nuværende system. Det vil således være acceptabelt at have husstandsindsamling som den primære indsamlingsordning.

*Valgfrihed* er den serviceindikator, som tillægges størst vægt. Det afspejler sig også i scenarierne på den måde, at de scenarier, der har størst grad af valgfrihed mellem to alternative indsamlingsordninger, scorer højest på denne indikator. Kun scenarie 3 med valgfri

---

husstandsindsamling får en positiv score på valgfrihed. Scenarie 2 og 4 har også en grad af valgfrihed og er derfor en smule bedre end de øvrige scenarier, hvor der ikke er alternative ordninger at vælge imellem.

*Trafik og samlet løsning* er de to serviceindikatorer, som tillægges mindst vægt, og som følge heraf også de to indikatorer, som har mindst variation scenarierne imellem. Trafik vurderes at blive lidt værre i alle de opstillede scenarier i forhold til det nuværende system. Det må skyldes, at der i alle scenarier skal indsamles flere fraktioner end i dag eller indføres nye indsamlingsordninger. Jo højere grad af husstandsindsamling, jo mere samlet fremstår affaldssystemet.

I respondenternes diskussion af serviceevaluering blev det pointeret, at valgfrihed også er lighed for borgerne. Hvis borgerne har lige mulighed for frit at vælge den affaldsløsning, som passer til deres individuelle behov, må systemet siges at være lige for alle. Som en ekstra dimension kan lighed også siges at være synliggørelse af, hvad borgerne betaler for. Dette gøres også ved design af individuelle løsninger.

Tolkningen af serviceevalueringen viser, at ikke kun valget af typen af indsamlingsordninger har betydning for serviceniveauet. Det er i allerhøjeste grad også muligheden for selv at vælge, som er afgørende for, om affaldssystemet opfattes som god service ifølge kommunens affaldsmedarbejdere. Det vides ikke, om borgerne faktisk også vil vægte valgfrihed højt ved udformning af affaldssystemet. I en konkret situation vil man også kunne inddrage andre faktorer som fx driftssikkerhed, og ikke kun de fysiske rammer for systemet.

---

### 3 Storskrald og farligt affald

Farligt affald og storskrald indgår kun i et begrænset omfang i dette projekt om det fremtidige affaldssystem. Det skyldes først og fremmest, at vi ikke har identificeret alternative indsamlings- og behandlingsmåder, som er interessante at lade indgå i vurderingen. Et par ting er dog undersøgt for disse affaldstyper, hovedsageligt fordi nye data er til rådighed, og dette vil blive gennemgået i de følgende afsnit:

- Malingaffald – forbrænding på Århus Forbrændingsanlæg kontra specialanlæg
- Batterier – størrelsesorden på miljøeffekt ved genanvendelse kontra forbrænding
- EE-affald – størrelsesorden på miljøeffekt ved genanvendelse kontra forbrænding
- Brændbart storskrald – opdatering på viden om tungmetalindhold

#### 3.1 Malingaffald

I dette afsnit undersøges de potentielle miljøeffekter af at brænde malingaffald. Århus Kommune er begyndt at indsamle affald af vandbaseret maling (MAL-kode 0- og 00-) på genbrugsstationerne og selv brænde det på forbrændingsanlægget. Det øvrige malingaffald brændes fortsat på et specialforbrændingsanlæg. Specialanlægget skal kunne håndtere affald, som er meget uhomogent med varierende eller ukendt brændværdi, og som skal destrueres ved højere temperaturer end på almindelige forbrændingsanlæg. Driftsvilkårene gør, at energiudnyttelsen ikke er så høj som på et affaldsforbrændingsanlæg. Malingaffald udgør meget mindre end 1% af den mængde affald, der brændes i Århus, og derfor vil der ikke være kapacitetsproblemer ved at brænde det her.

Sammensætning af malingaffald er undersøgt i forbindelse med dette projekt, og resultaterne er præsenteret i bilagsrapport 8 (Fjelsted og Larsen 2008). Fraktionen malingaffald indeholder en del andre materialer end malingsrester såsom spartelmasse og lim, der ofte havner i malingaffaldet. Det skal bemærkes, at emballage ikke er inkluderet. Der skelnes mellem to delfraktioner: Den første er vandbaseret maling med MAL-kode 0- og 00-, som udgør 54,6% af mængden. Den anden er maling med øvrige MAL-koder og andet affald, som hver i sær udgør halvdelen af de resterende 45,4% af malingaffaldet.

For at kunne beregne potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug vha. livscyklusvurderingsmetoden skal man have data for forbrænding af malingaffald. Til det formål er den kemiske sammensætning af malingaffaldets delfraktioner analyseret. Endvidere skal man bruge data fra et affaldsforbrændingsanlæg og et specialforbrændingsanlæg. Her anvendes et datasæt for Århus Forbrændingsanlæg, som er opdateret til dette projekt, se også afsnit 2.2.1.3, og et datasæt for et specialforbrændingsanlæg, som blev anvendt i det tidligere projekt (Larsen et al. 2007). Specialforbrændingsanlægget er dog opdateret med en ny proces for marginal elproduktion, så den samme elproduktion anvendes i begge forbrændingsanlæg, og processpecifikke emissioner er tilføjet. Udvaskning fra slagge er ikke inkluderet, idet denne antages at være tilnærmelsesvist ens for de to forbrændingsanlæg.

I Figur 23 sammenlignes den resulterende miljøbelastning og det resulterende ressourceforbrug ved forbrænding af 1 ton vandbaseret maling og 1 ton af det øvrige malingaffald. Begge affaldstyper er modelleret på henholdsvis et specialforbrændingsanlæg og Århus Forbrændingsanlæg. Ud fra graferne kan man se, at forbrænding af det øvrige malingaffald er mindre belastende end affaldet

---

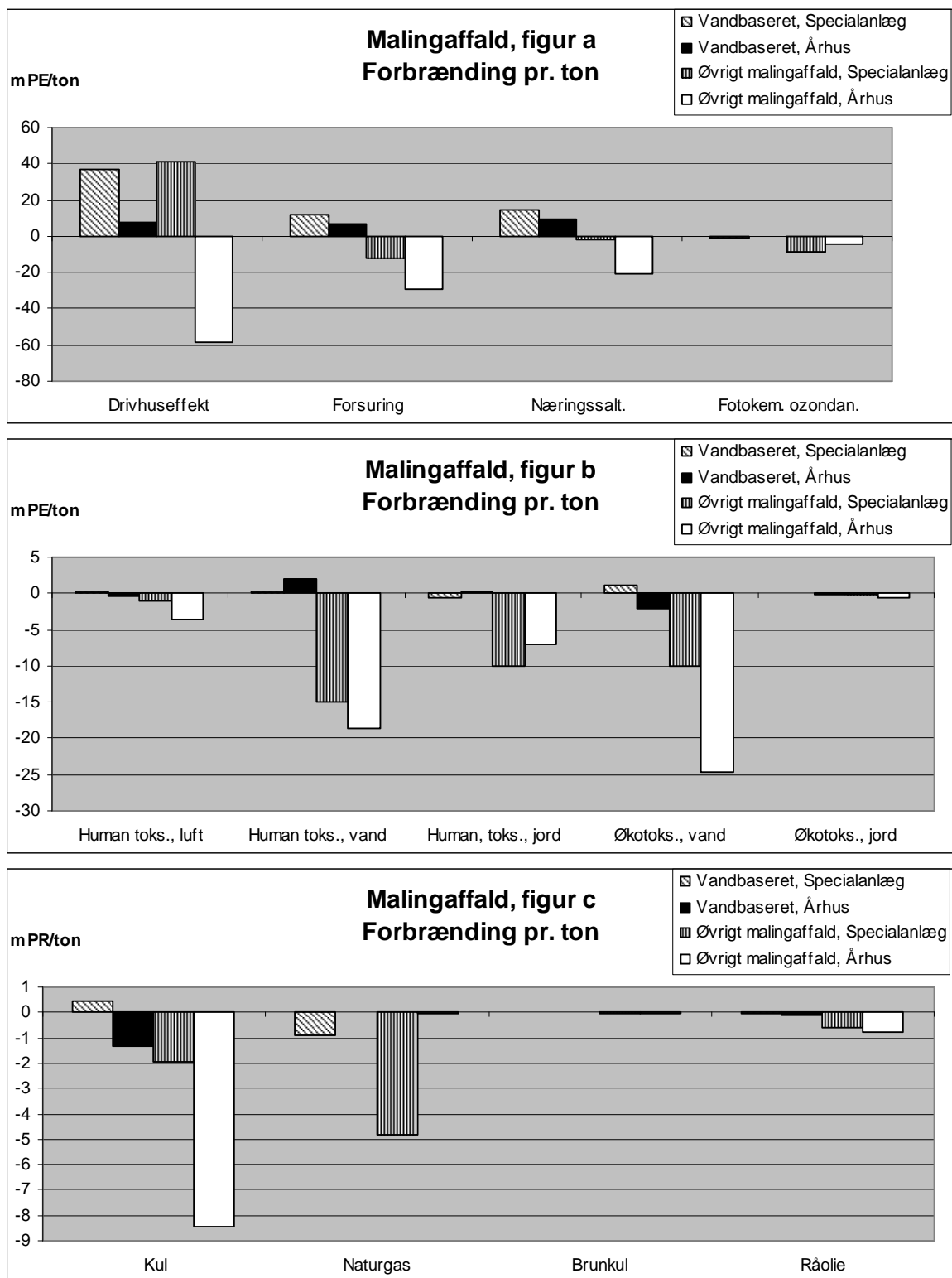
med vandbaseret maling, da det på grund af sine høje brændværdi substituerer for anden energiproduktion. Tungmetalindholdet i maling er som tidligere vist ikke højere end for andre brændbare affaldstyper, og dette har kun lille betydning for den toksiske miljøbelastning. Energiindholdet og energiudnyttelse er de væsentligste faktorer, og af graferne kan man tolke, at det generelt er bedre at brænde malingaffaldet på Århus Forbrændingsanlæg end på specialanlægget, da energieffektiviteten er højere her.

Efterfølgende er tre mulige løsninger for behandling af malingaffald fra Århus Kommune modelleret. Der er opstillet tre forslag, som er følgende:

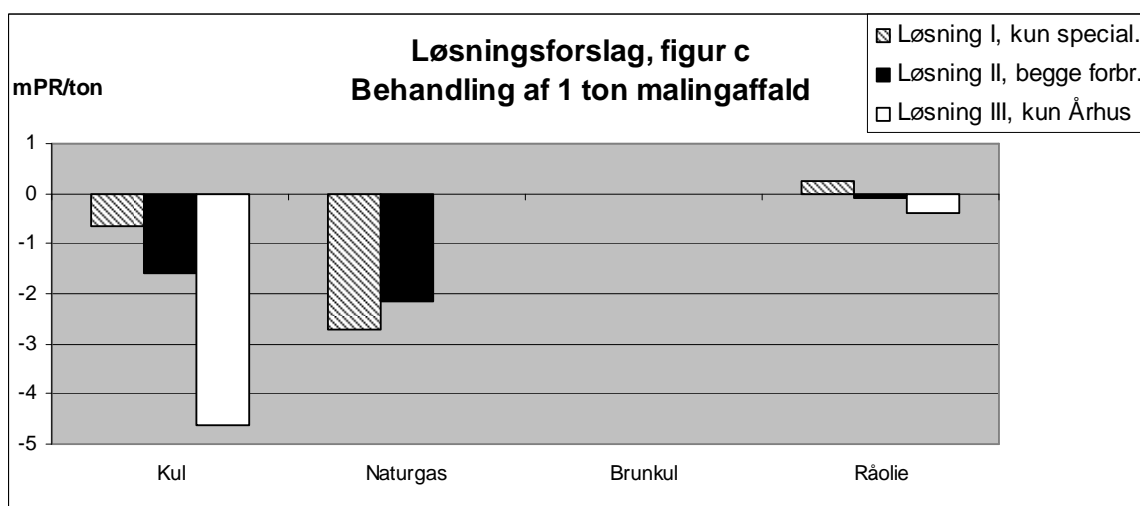
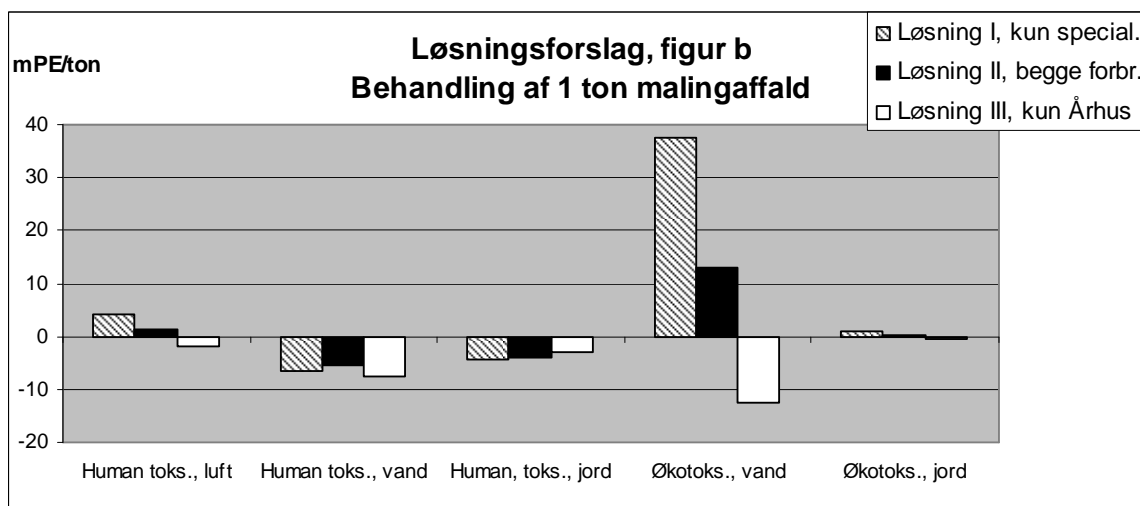
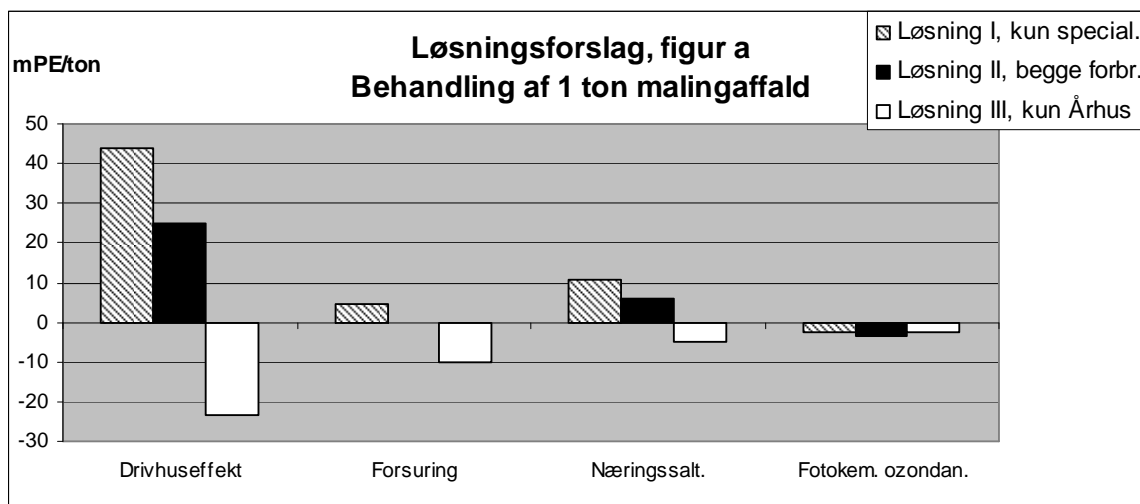
- I. Forbrænding af hele fraktionen på specialforbrændingsanlæg
- II. Forbrænding af affald med vandbaseret maling på Århus Forbrændingsanlæg, øvrigt affald på specialforbrændingsanlæg
- III. Forbrænding af hele fraktionen på Århus Forbrændingsanlæg

Der er anvendt de samme data for forbrænding af malingaffaldet, som beskrevet ovenfor. Endvidere er der inkluderet en 500 km transport til et ikke nærmere specificeret specialforbrændingsanlæg, for at illustrere betydningen af ekstra transport forbundet med specialbehandling. Transporten til affaldsforbrændingsanlægget i Århus er sat til 0 km. Indsamling er ikke inkluderet, da det er behandlingsformerne som sammenlignes. Resultaterne er angivet pr. ton malingaffald, dvs. ét ton af indsamlet blandet malingaffald, der indeholder både vandbaseret maling og øvrigt maling, i Århus Kommune. Der indsamles årligt ca. 358 ton malingaffald fra husholdningerne.

Resultaterne for de tre mulige løsninger er vist i Figur 24. I langt de fleste kategorier kommer behandling af maling i Århus bedre ud end behandling på specialforbrændingsanlægget. Både forskelle i energieffektivitet på anlæggene og den ekstra transport til specialanlægget er årsag hertil. Det kan således miljømæssigt set godt betale sig at brænde både det vandbaserede og det øvrige malingaffald på Århus Forbrændingsanlæg.



**Figur 23 a-c.** Miljøbelastning og ressourceforbrug ved forbrænding af 1 ton vandbaseret maling og 1 ton øvrigt malingaffald på hhv. et specialanlæg og Århus Forbrændingsanlæg.



**Figur 24 a-c.** Miljøbelastning og ressourceforbrug ved behandling af 1 ton indsamlet malingaffald ved tre mulige løsningsforslag.

## 3.2 Batterier

### 3.2.1 Sammenligning af sorteringsforsøg med analyser fra litteraturen

Den kemiske sammensætning af forskellige batterityper er undersøgt af DTU Miljø på udsorterede batterier fra Århus Kommune. Undersøgelsen er nærmere beskrevet i bilagsrapport 6 (Fjelsted 2007). Denne analyse er sammenlignet med data fra et europæisk studie (Fisher et al. 2006). Der er god overensstemmelse mellem de to undersøgelser for indholdet af de vigtigste stoffer (Fe, Mn, Zn, Ni, Cd) i alkaliske batterier, NiCd-batterier og NiMH-batterier.

Der findes flere forskellige typer af knapcellebatterier: Sølvoxid, Zink-luft, Alkaliske, Kviksølvoxid og Lithium. DTU Miljø's analyse af batterier skelnede ikke mellem de forskellige typer, men samlede dem alle i en blandet fraktion. Tabel 11 viser indholdet af vigtige metaller i knapcellebatterier, hvor ved man kan identificere hvilke typer af batterier, der findes i fraktionen blandede knapceller. Til venstre i tabellen vises totalindholdet af udvalgte metaller i de blandede knapcellebatterier fra Århus Kommune. Kolonnerne i højre side af tabellen viser tilsvarende metalindholdet i batteriernes hovedkomponenter for fem typer af knapceller (Fisher et al. 2006). Det skal bemærkes, at det ikke er det samme som totalindholdet, da metaller kan findes i små mængder i andre komponenter i batterierne. Kviksølvindholdet i de blandede knapceller fra Århus er meget lavt i forhold til rene kviksølvknapceller. Det betyder, at kviksølvknapceller kun udgør en lille andel af de blandede knapceller. Derimod kan der godt være en væsentlig andel af de øvrige typer af knapceller. Indholdet af lithium og sølv er desværre ikke analyseret.

**Tabel 11.** Metalindhold i knapcellebatterier.

DTU Miljø, blandede knapceller fra Århus (Fjelsted 2007)			Undersøgelse af forskellige typer af knapcellebatterier (Fisher et al. 2006)					
Stof	Indhold, total	Blandede knapceller	Indhold i hovedelement	Kviksølvoxid	Zink-luft	Lithium	Alkaliske	Sølvoxid
Kviksølv	mg/kg	8.130	mg/kg	310.000				4.000
Mangan	mg/kg	72.800	mg/kg			180.000	230.000	
Zink	mg/kg	260.000	mg/kg	140.000	350.000		110.000	90.000
Sølv	mg/kg	-	mg/kg					310.000
Lithium	mg/kg	-	mg/kg			30.000		

### 3.2.2 Genanvendelse af batterier – LCA-beregning

Miljø- og ressourcebelastningen ved genanvendelse af batterier er undersøgt i et enkelt studie (Fisher et al. 2006), hvor der er opstillet LCI'er for otte genanvendelsesprocesser, se Tabel 12. Data er indsamlet fra europæiske behandlingsanlæg. De indbefatter forbrug af energi og hjælpestoffer, emissioner til vand og luft, affald og genvundne metaller. Det må formodes, at de vigtigste input og output er inkluderet, men det vides ikke, hvor fyldestgørende datamaterialet er. Videre oparbejdning af metaller og substitution af jomfruelige ressourcer er ikke inkluderet.

Da det ikke kunne identificeres, hvilke typer batterier fraktionen blandede knapceller bestod af, er denne ikke inkluderet i opgørelsen af miljø- og ressourcebelastningen. De valgte behandlingsteknologier er vist i Tabel 13. Der er data for oparbejdning af alkaliske batterier med både en hydrometallurgisk og en pyrometallurgisk proces. Den pyrometallurgiske proces er tilfældigt valgt, da der ikke er væsentlig forskel i emissioner og udbytte fra de to processer.



**Tabel 12.** Behandlingsteknologier for batterier (Fisher et al. 2006).

Type fra sorteringsforsøg i Århus Kommune	Andel	Behandlingsteknologier, der findes data for.
Alkali/brunsten	93,82%	Hydrometallurgisk, Pyrometallurgisk
NiMH	2,02%	Pyrometallurgisk
NiCd	1,29%	Pyrometallurgisk
Lithium (LiMn, store knapceller)	0,66%	Pyrometallurgisk (primære og sekundære) Hydrometallurgisk (sekundære)
Knapceller	0,46%	Hg Distillation+elektrolyse fra AgO-batterier
Blybatterier	1,75%	Pyrometallurgisk
Total	100,00%	

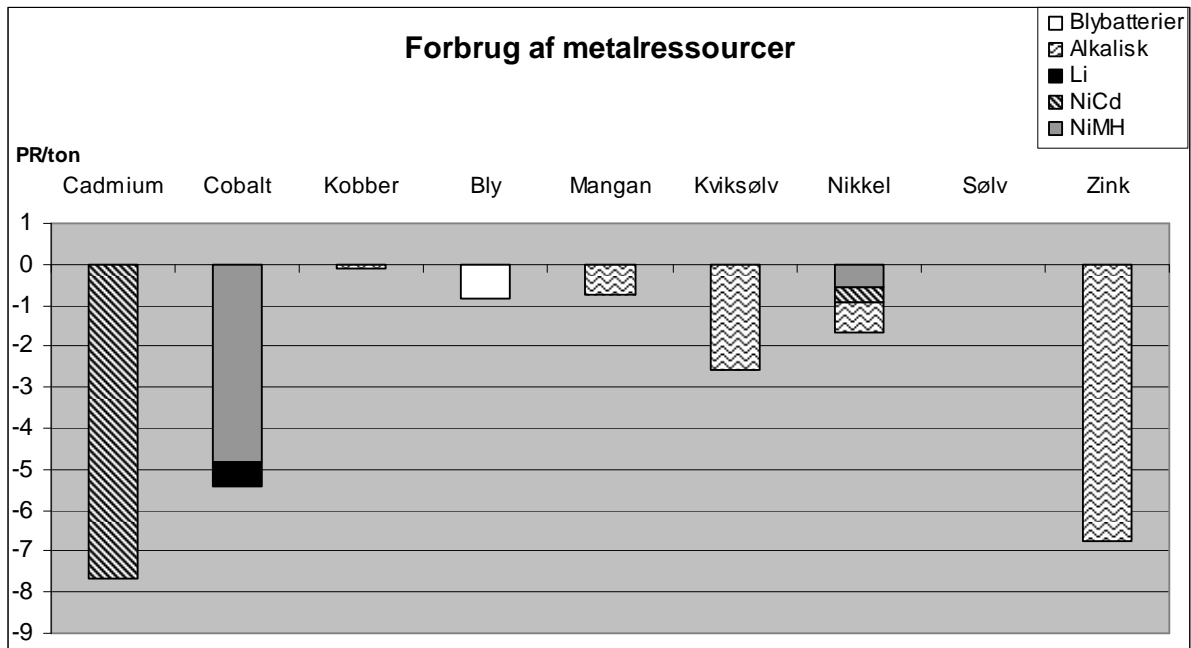
**Tabel 13.** Behandlingsteknologier inkluderet i opgørelse af miljø- og ressourcebelastningen.

Type fra sorteringsforsøg i Århus Kommune	Andel	Behandlingsteknologi
Alkali/brunsten	93,82%	Pyrometallurgisk
NiMH	2,02%	Pyrometallurgisk
NiCd	1,29%	Pyrometallurgisk
Lithium (LiMn, store knapceller)	0,66%	Pyrometallurgisk (primære og sekundære)
Blybatterier	1,75%	Pyrometallurgisk
Total	99,54%	Alle eksklusiv knapceller

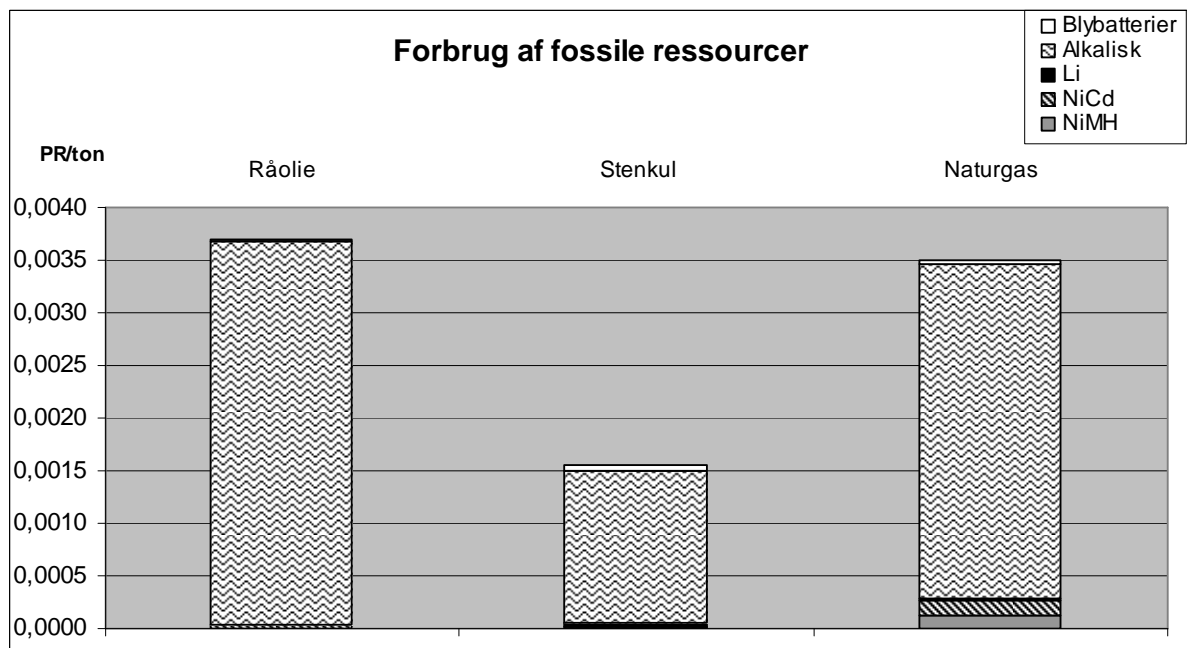
LCA-resultaterne for behandling af batterifractionen er vist i Figur 25, Figur 26, Figur 27 og Figur 28. Resultaterne viser de potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug ved genvinding af metaller fra batterier. Forbrug af fossile brændsler og ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkninger er primært relateret til energiforbrug i processerne. Den potentielle besparelse af metalressourcer pr. ton affald er væsentligt større end observeret for andre fraktioner, fx kølemøbler. Den samlede ressourcebesparelse for andre fraktioner er mindre end 1 PR/ton, hvor den for batterier kommer op på ca. 20 PR/ton. Tallet er meget usikkert, men en faktor 10 større er rimeligt at antage.

I 2005 blev der i Århus indsamlet 55 ton brugte batterier fra husholdningerne (37 ton via ordninger for farligt affald og storskrald samt 18 ton sammen med dagrenovation). I scenarierne, afsnit 2.1, vurderes det at fremme af indsamling af batterier sammen med henteordninger for genanvendelige fraktioner vil give yderligere 14 ton batterier. Hvis batterierne kan afsættes til genanvendelse, ligger der et stort potentiale for ressourcebesparelse ved at genvinde metallerne. Antages en årlig ressourcebesparelse på 700 PR (ca. 70 ton/år gange 10 PR/ton), vil batterier have den tredjestørste potentielle ressourcebesparelse af alle affaldsfraktioner fra husholdningsaffald. Kun for blyakkumulatorer og jern og metal vil ressourcebesparelsen opgjort i PR være større. Dette er til trods for, at batterier mængdemæssigt er en af de mindre fraktioner i affaldssystemet. Det skal også bemærkes, at det ikke vides, hvorvidt det er muligt at afsætte batterierne til genanvendelsesanstaltene, og om en del af ressourcerne vil gå tabt i oparbeitungsprocesserne.

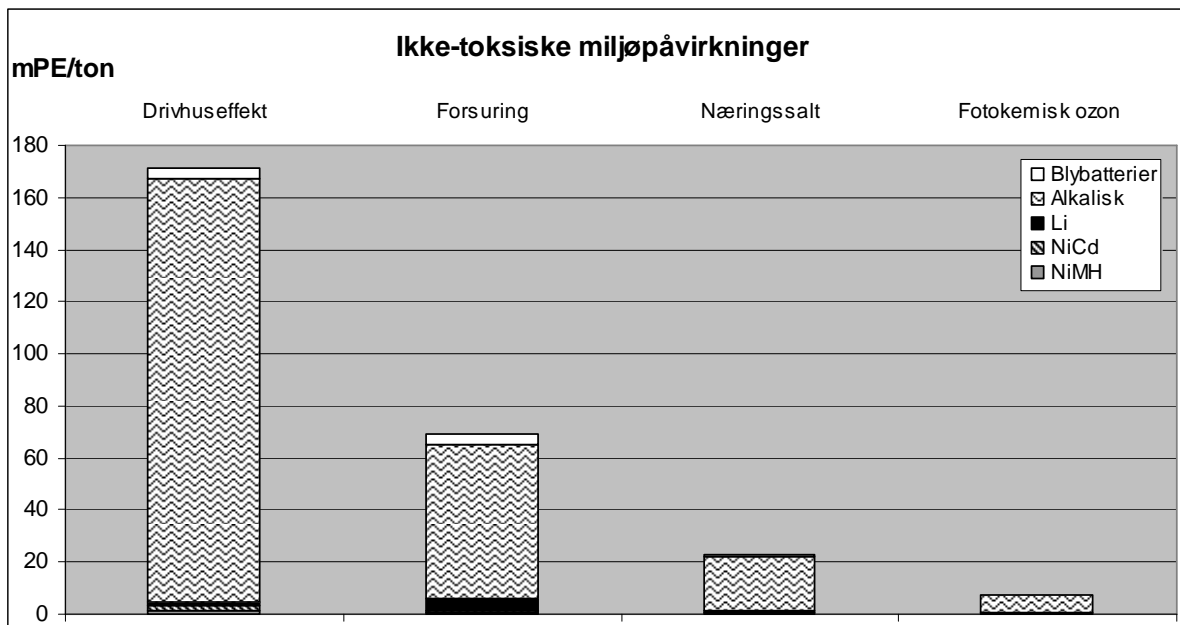
Hvis oparbeitungsprocesser og substitution af metaller blev inkluderet, vil det formentligt betyde reduktion af forbruget af fossile brændsler og ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkninger, fordi genvinding er mindre energikrævende end udvinding af nye ressourcer. For andre fraktioner ligger de samlede miljøpåvirkninger i størrelsesordenen -1000 til +1000 mPE/ton, langt de fleste dog -100 til +100 mPE/ton, i hver kategori, hvilket behandling af batterier også ligger indenfor.



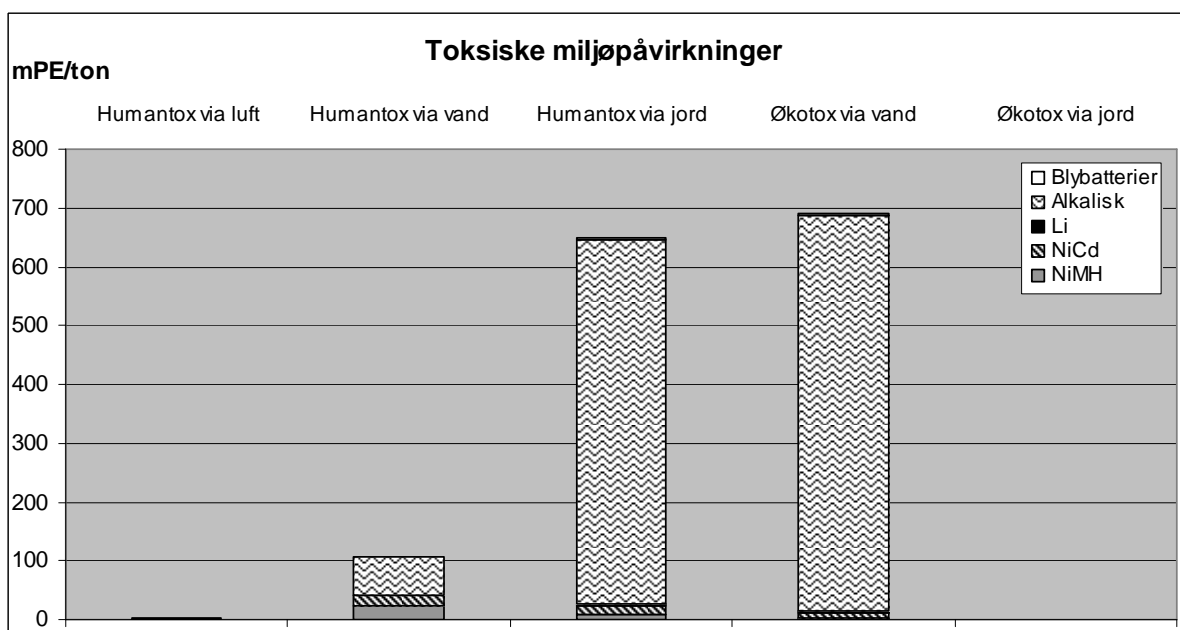
**Figur 25.** Forbrug af metalressourcer fra behandling af 1 ton blandede batterier.



**Figur 26.** Forbrug af fossile ressourcer fra behandling af 1 ton blandede batterier.



Figur 27. Ikke-toksiske miljøpåvirkninger fra behandling af 1 ton blandede batterier.



Figur 28. Toksiske miljøpåvirkninger fra behandling af 1 ton blandede batterier.

### 3.2.3 Forbrænding af batterier – LCA-beregning

Batterier har en meget lav brændværdi, der tidligere er estimeret til 0,57 MJ/kg TS. Der er således ingen energimæssig gevinst ved at brænde batterier. Da batterier har et højt indhold af tungmetaller, kan forbrænding medføre emission af problematiske metaller til luft (stort set kun kviksølv). De øvrige metaller tilbageholdes fortrinsvist i slaggen.

### **3.2.3.1 Miljøpåvirkning via luft**

I livscyklusvurderingen af det nuværende affaldssystem (Larsen et al. 2007) viste det sig, at kviksølv er det stof fra affaldet, som har størst potentiel toksisk effekt ved forbrænding. På Århus Forbrændingsanlæg, er det estimeret, at 3,5% af mængden af kviksølv i affald undslipper med røggassen. 1,8% bliver tilbage i slaggen, mens resten tilbageholdes i røggasrensningsprodukterne.

Indholdet af kviksølv er bestemt til ca. 900 mg/kg TS i den materialefraktion, der benævnes batterier i vores affaldssammensætning i EASEWASTE, men ikke alt stammer fra batterier. I sorteringsforsøget og efterfølgende analyser blev indholdet af kviksølv i blandede batterier bestemt til ca. 40 mg/kg TS. Den væsentligste forskel på de to estimater er, at det første er for ikke-udsorterede batterier, mens den sidste er for udsorterede batterier. Det kan således godt være, at kviksølvholdige batterier er overrepræsenterede i restaffald. Det faktiske indhold af kviksølv i batterier kendes ikke, men i følgende beregning regnes med 1000 mg/kg batterier for at give en pejling på størrelsesordenen af den potentielle toksicitet. Denne værdi er et meget konservativt skøn på grundlag af den nuværende viden om kviksølv i batterier. Under antagelse af at 3,5% undslipper til miljøet via røggas, fås en miljøbelastning i størrelsesordenen 100 PE/ton batterier i den vigtigste miljøpåvirkningskategori, som er human toksicitet via vand.

Undersøgelse af hele, brændte batterier viste, at disse har et kviksølvindhold på 0,7 mg/kg. Det vil sige, at det er rimeligt at antage, at det meste kviksølv er fordampet under forbrændingsprocessen. Hvis det kviksølv, der er tilbage i batterierne, kan undslippe til miljøet, vil det give en belastning på 0,07 PE/ton hele, brændte batterier. Mindst 7% af batterierne gik hele igennem forbrændingsanlægget i forbrændingstesten. Men langt den største del af batterierne må formodes at være destrueret i forbrændingsprocessen, og derfor er kviksølv i røggassen det vigtigste miljøproblem ved forbrænding af batterier.

### **3.2.3.2 Miljøpåvirkning via vand og jord**

I forbrændingstestene blev batterier og EE-affald iblandet dagrenovation (Riber 2008). Analyserne viste, at slaggerne havde et forhøjet indhold af flere af de analyserede stoffer. Udvaskning af stoffer ved et L/S-forhold på 2 blev også undersøgt. L/S-forholdet udtrykker forholdet mellem væske (vand) og fast stof (slagge) i udvaskningstesten og er angivet i enheden liter/kg. Ved deponering eller anvendelse af slagge som konstruktionsmateriale forventes L/S-forholdet ikke at overstige 2 i løbet af de første 100 år, som er tidsafgrænsningen i livscyklusvurderingen. Resultaterne viste, at udvaskningen af metaller fra slaggerne med batterier og EE-affald ikke var væsentligt forskellig fra basisaffaldet, som var ren dagrenovation.. Det vil sige, at ikke-forbrændingseget affald som batterier og EE-affald i dagrenovation ikke ændrer udvaskningen fra slagge på kort sigt, men på langt sigt kan det være et problem, at slaggen indeholder høje koncentrationer af tungmetaller.

I slaggen fra forbrændingstesten fandtes også uforbrændte batterier og jern. De magnetiske dele blev udsorteret fra slaggen. Hele batterier blev taget ud, og både batterier og rest-jernet blev analyseret for udvaskning. Det viste sig, at disse delvist uforbrændte komponenter har et meget større potentiale for udvaskning end den egentlige slagge har ved et L/S-forhold på 2 (over 200 gange større for Li, Mn og Zn). Dog udgør batterier kun ca. 0,17% af det indfyrede restaffald. Det vil sige, at det kun er for Li, Mn og Zn, at der er reelt kan blive tale om forøget udvaskning som følge af, at batterier findes i restaffaldet. I Tabel 14 sammenlignes den potentielle miljøpåvirkning forårsaget af udvaskning fra slagge for henholdsvis 1 ton restaffald, 1 ton hele brændte batterier og batterier i 1 ton restaffald i en realistisk koncentration. Udvaskningen fra batterier er potentielt større end for slagge fra almindelig restaffald. Hvis man tager højde for, at der vil være i

størrelsesordenen 100 g brændte batterier i slaggen fra 1 ton restaffald, ses det, at batterier ikke bidrager til øget miljøeffekt fra udvaskning. Det er væsentligt at bemærke, at udvaskningstestene er foretaget på friske slagge. Udvasningen af metaller fra modnede slagge vil være væsentligt lavere. Det vil sige, at resultaterne i Tabel 14 udtrykker en maksimal, teoretisk mulig udvaskning fra slagge.

**Tabel 14.** Potentiel miljøeffekt af udvaskning fra slagge ved L/S 2.

	<b>Restaffald</b> 1 ton restaffald	<b>Brændte batterier</b> 1 ton batterier	<b>Batterier i restaffald</b> 100 g i 1 ton restaffald
Human toks. via vand	0,5 mPE/ton	10 mPE/ton	0,001 mPE/ton
Økotoksicitet via vand	100 mPE/ton	500 mPE/ton	0,05 mPE/ton

Den anvendte LCA-metode er desværre ikke i stand til at vurdere de toksiske effekter af deponering eller anvendelse af slagge på langt sigt. Generelt set vil kun en lille andel af metallerne være blevet udvasket efter 100 år, som er vores normale tidshorisont i LCA. Det er her illustreret ved at vælge et L/S-forhold på 2. Slagge og restprodukter indeholder således et ukendt toksicitetspotentiale. Selvom batterier og EE-affald, se nedenfor, tilsyneladende ikke giver anledning til øget effekt fra udvaskning på kort sigt, så vil det lidt forhøjede indhold af tungmetaller udgøre et miljøproblem, som vi ikke kender omfanget af. Derfor kan det være problematisk, at slagge og øvrige restprodukter indeholder toksiske stoffer fra batterier og EE-affald.

### 3.3 EE-affald

#### 3.3.1 Genanvendelse af EE-affald – LCA-beregning

En tidligere screening af blandet EE-affald viste, at den samlede ressourcebesparelse ved genanvendelse af metaller fra EE-affald er ca. 4 PR/ton (Larsen 2005). I dette studie er substitutionsprocesser for de genvundne materialer inkluderet. De vigtigste metaller er kobber fra ledninger og spoler og guld, sølv og bly fra printplader. De potentielle miljøpåvirkninger var i samme størrelsesorden som for øvrige storskraldsfractioner, dvs. fra -0,1 til +0,1 PE ton for ikke-toksiske påvirkningskategorier, og fra -1 til +1 PE/ton for de toksiske.

#### 3.3.2 Forbrænding af EE-affald – LCA-beregning

Forbrændingsforsøgene har vist, at EE-affald ikke bidrager til væsentligt øgede koncentrationer af metaller i udvaskning fra slagge (Riber 2008). Men slaggen fik en forhøjet koncentration af visse metaller. Udvasning fra delvist brændte elektronikdele blev ikke belyst i undersøgelserne, ligesom evt. påvirkning af røggas ikke kendes. Hvis vi drager en parallel mellem EE-affald og batterier, må vi formode, at fraktionen bidrager med tungmetaller, som først og fremmest vil findes i slaggen. Langtidseffekten af øget tungmetallindhold kan desværre ikke vurderes. EE-affald har formentligt en vis brændværdi på grund af plastindholdet.

### 3.4 Brændbart storskrald

Brændbart storskrald er blevet opdateret med hensyn til metalindholdet, hvilket er nærmere beskrevet i notatet om forbrændingstest (Riber 2008). I det følgende opsummeres kort de vigtigste pointer om forbrænding af brændbart storskrald på grundlag af de nye målinger, men for detaljer henvises der til det omtalte notat.

Den kemiske sammensætning af forsorteret stort brændbart er analyseret. Ved forsorteringen er træ og genanvendelige materialer udsorteret. For en del tungmetaller har stort brændbart et lidt højere

---

indhold end restaffald, men i miljøvurderingen er det kun kviksølv, som har betydning for de toksiske miljøpåvirkninger. Koncentrationen af kviksølv i stort brændbart er ikke meget større end i restaffald, hvilket vil sige omkring 0,3 mg/kg TS (Baggrundsdata fra (Riber 2008)). Til sammenligning indeholder småt brændbart ca. 10 gange mere kviksølv end restaffald og stort brændbart, dvs. ca. 3 mg/kg TS. Det resulterer i en potentiel miljøpåvirkning i størrelsesordenen 100-200 mPE/ton på grund af emission af kviksølv ved forbrænding (se fx LCA-resultater i (Larsen et al. 2007;Riber 2008)).

Tungmetalindholdet i slagge og perkolat fra udvaskning af slagge er for stort brændbart heller ikke væsentligt forskelligt fra restaffald. Størrelsesordenen af de potentielle miljøpåvirkninger fra slagger fra restaffald er vist i Tabel 14. Samme størrelsesorden gælder for stort brændbart, dvs. omkring 100 mPE/ton. Dermed tangerer miljøpåvirkningen fra udvaskning af visse metaller fra slagge (især kobber) størrelsen af påvirkningen, der skyldes emission af kviksølv ved forbrænding. Overordnet set kan det ene problem dog ikke siges at være større end det andet. Det skal bemærkes, at udvaskningstesten er foretaget på frisk slagge, og at den vil være mindre på modnet slagge. Slagge fra småt brændbart er ikke analyseret.

Det vigtigste omkring toksiske tungmetaller i affald må siges at være, at affaldet bør friholdes for denne type forurening, da metallerne potentielt kan undslippe til miljøet via røggas eller udvaskning. I den forbindelse bør fokus være på kviksølv og kobber.

Brændværdien på stort og småt brændbart er målt til henholdsvis 12,4 og 13,9 GJ/ton, angivet som nedre brændværdi af vådt affald (Riber 2008). Det er højere end for restaffald, hvis brændværdi er bestemt til 8,7-10,8 GJ/ton i samme undersøgelse. Den højere brændværdi gør, at der kan nyttiggøres mere energi per ton affald fra storskrald end fra restaffald og dermed substitueres mere kulbaseret energiproduktion. Dog er indholdet af kulstof af fossil oprindelse ikke bestemt i det brændbare storskrald, hvilket gør bestemmelse af potentiel drivhuseffekt fra forbrænding mere usikker.

## 3.5 Opsummering

### 3.5.1 Malingaffald

Miljøbelastningen ved forbrænding af malingaffald er hovedsageligt relateret til energiindholdet. Udnyttelse af energi betyder substitution af energiproduktion baseret på fossile brændsler. Den vandbaserede maling, MAL-kode 0- og 00-, har lavere brændværdi end den øvrige del af malingaffald, og miljøbelastningen er derfor størst for denne delfraktion. Forbrænding af malingaffald på et specialforbrændingsanlæg er generelt mindre gavnlig end forbrænding i Århus, da energiudnyttelsen ikke er så høj. Til gengæld er røggasrensningen generelt bedre på specialanlægget, men da malingaffald ikke er specielt belastet af tungmetaller og halogener, har dette ikke stor betydning.

### 3.5.2 Batterier

Screening af miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af batterier viste, at den største miljøbelastning stammer fra forbrænding pga. kviksølv, der undslipper med røggas. Potentielt er miljøpåvirkningen i størrelsesordenen 10-100 PE/ton batterier. Tilsvarende er miljøpåvirkningen ved genanvendelse af blandede batterier i størrelsesordenen 1-10 PE/ton batterier, og samtidig opnås en ressourcebesparelse i størrelsesordenen 10 PR/ton batterier. Delvist brændte batterier, der findes i slaggen, har et udvaskningspotentiale i størrelsesordenen 0,01-0,1 PE/ton batterier og er

---

således mindre væsentligt end det, der undslipper med røggas. Det skal dog bemærkes, at batterier forårsager et forhøjet tungmetalindhold i slagge og restprodukter, hvis toksiske effekt over langt tid ikke kan vurderes.

Det kan konkluderes, at begrænsning af kviksølv i røggas må være den væsentligste foranstaltning, man kan træffe. Der er potentiale for ressourcebesparelser ved genanvendelse af batterier, men de derved forbundne miljøpåvirkninger bør undersøges bedre. Batterier fra husholdninger vurderes at være den tredje vigtigste fraktion ressourcemæssigt set efter fraktionerne blyakkumulatorer og jern og metal, hvis det er muligt at genvinde metalressourcerne fra batterierne. Deponering er desværre ikke undersøgt, men forsvarlig indkapsling af tungmetaller forhindrer miljøpåvirkninger på kort sigt, mens effekterne på lang sigt ikke kendes.

### **3.5.3 EE-affald**

Miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af EE-affald er ikke så grundigt belyst som batterier, men tendenserne vurderes at være de samme. Det vil sige, at der er et væsentligt potentiale for ressourcebesparelser ved genanvendelse, mens forbrænding giver anledning til toksiske effekter via røggas og deponerede tungmetaller i slagge og restprodukter. Det har desværre ikke været muligt at kvantificere størrelsesordenen på de potentielle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug.

### **3.5.4 Brændbart storskrald**

Undersøgelserne af brændbart storskrald har vist, at det har en højere brændværdi end restaffald, men at det også kan være kontamineret med tungmetaller. Småt brændbart har et højere indhold af kviksølv, hvilket tydeligt viser sig i LCA-resultaterne, da emission af kviksølv generelt set er den vigtigste toksiske miljøpåvirkning ved affaldsforbrænding. Øvrige tungmetaller findes hovedsageligt i slaggen, hvor de potentielt set kan udvaskes. Miljøeffekter over lang tid kan som før nævnt ikke opgøres, men netop derfor bør det tilstræbes at friholde affaldet for disse stoffer. Brændbart storskrald indeholder mange tungmetaller og halogener, men de vigtigste stoffer vurderes at være kobber og kviksølv.

---

## 4 Indsamling af affald

Indsamling er her defineret som al kørsel i forbindelse med tømning af beholdere, aflevering på genbrugsstationer samt transport til første behandlingsanlæg, som i alle tilfælde ligger indenfor kommunen. Indsamling er således al den transport af affald, som finder sted i Århus kommune fra indsamling til første behandlingsanlæg. Det har direkte miljømæssige konsekvenser for miljøet lokalt og regionalt. Derfor analyseres de miljømæssige konsekvenser af indsamling nærmere her. Det er dog vigtigt at påpege, at i livscyklusvurderingen betragter man hele affaldssystemet, og en enkelt fase som indsamlingsfasen bør ikke stå alene. Alligevel har vi valgt at anvende opgørelsesmetoden fra livscyklusvurderingen, fordi miljøbelastningen da kan opgøres i en enkelt enhed, PE (personækvivalenter). Det skal også understreges, at de følgende beregninger kun vedrører dagrenovation, og resultaterne derfor vil have en anden størrelse, hvis man betragter alle affaldstyper i Århus Kommune.

I første del af resultatafsnittet beskrives, hvorledes brændstofforbruget til indsamling ændres pga. nye indsamlingsordninger i fremtidsscenarierne. Dernæst undersøges det, hvor stor betydning det har for miljøbelastningen ved indsamling. Dette sammenholdes i næste del med de miljømæssige forbedringer, der kan opnås ved at skifte til en nyere Euro-standard for køretøjernes motorer. Til sidst opsummeres de vigtigste pointer i delkonklusionen.

### 4.1 Resultater

#### 4.1.1 Ændringer af brændstofforbrug i forhold til basisscenarie

I tabeller og grafer i dette afsnit benyttes følgende nummerering af scenarier (se også afsnit 2.1):

- Scenarie 1. Husstandsindsamling
- Scenarie 2. Husstandsindsamling med begrænsninger
- Scenarie 3. Husstandsindsamling med valgfrihed
- Scenarie 4. Kubeordninger
- Scenarie 5. Afhentning med storskraldordninger
- Scenarie 6. Genbrugsstationer

Implementering af nye indsamlingsordninger i scenarierne betyder ændringer i brændstofforbruget til indsamling. Det totale brændstofforbrug er beregnet på baggrund af data præsenteret i bilagsrapport 8 om fremtidsscenarier (Larsen og Møller 2008). Alle nye indsamlingsordninger for emballageaffald er skønnet at være mere energikrævende end indsamling af restaffald. Eksisterende indsamlingsordninger for papir har også et højere dieselforbrug end indsamling af restaffald. Derfor resulterer større grad af kildesortering og genanvendelse i højere forbrug af diesel og benzin til indsamling. Det antages, at al kørsel til genbrugsstationer sker i personbiler (benzin), mens den øvrige transport sker med indsamlingsbiler (diesel). Det totale forbrug i det nuværende system, dvs. basisscenariet, samt ændringerne ved implementering af fremtidsscenarierne er vist i Tabel 15. Tabellen viser både ændring af mængden af brændstof målt i liter og den procentvise ændring. Indførelse af mere husstandsindsamling og/eller kubeordninger, som det ses i scenarie 1-4, giver en stigning i dieselforbruget på op til 4%. Til sammenligning er det op til 8% af restaffaldsmængden, der flyttes til kildesorterede, genanvendelige fraktioner i scenarierne. De største ændringer ses i scenarie 6, der handler om aflevering af genanvendeligt affald på genbrugsstationerne. Det vil betyde næsten en tre-dobling af benzinforbruget i privatbiler, mens faldet i dieselforbrug til indsamlingsbiler er ca. 8%. Det skal bemærkes, at selvom stigningen i bilkørsel pga. kørsel med



dagrenovation er drastisk, så udgør dagrenovation på genbrugsstationerne stadig kun en meget lille andel sammenlignet med storskrald.

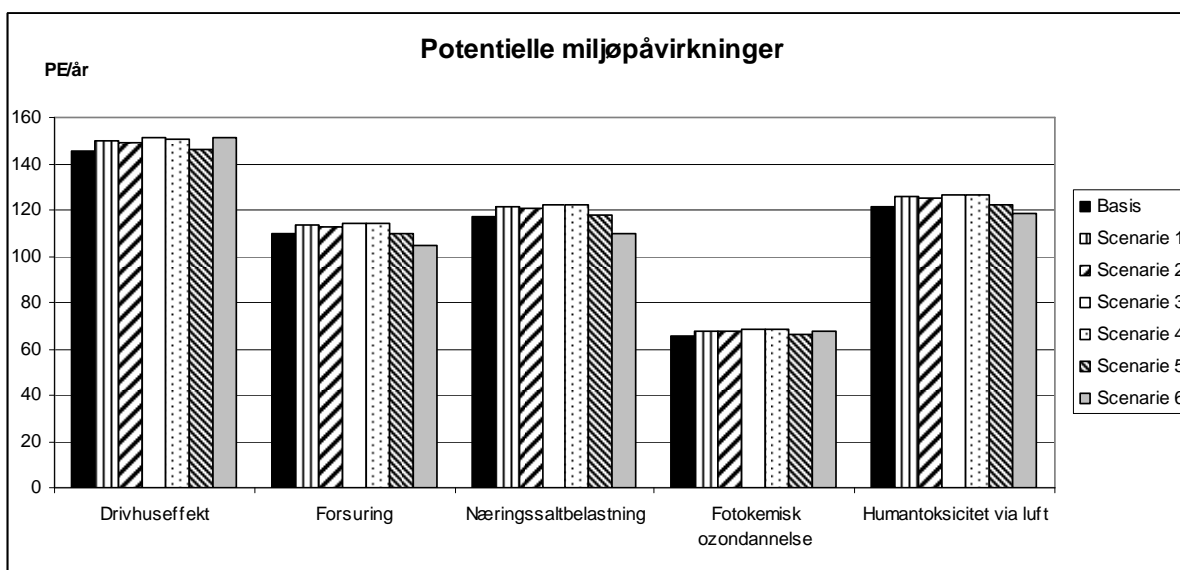
**Tabel 15.** Ændring af brændstofforbrug i forhold til basisscenariet ved implementering af fremtidsscenarierne.

Scenarie	Benzin [liter]		Diesel [liter]	
Basis	26.877		379.684	
Ændringer i forhold til basis				
1	0	0%	+13.791	+3,6%
2	0	0%	+10.230	+2,7%
3	0	0%	+16.565	+4,4%
4	0	0%	+15.685	+4,1%
5	+1.218	+4,5%	+1.517	+0,4%
6	+48.349	+179,9%	-30.780	-8,1%

#### 4.1.2 Potentielle miljøpåvirkninger i forhold til basisscenariet

De potentielle miljøpåvirkninger fra indsamling er opgjort for påvirkningskategorierne drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse og humantoksicitet via luft. De fire øvrige toksicitetskategorier er ikke relevante at inddrage. I Figur 29 kan man aflæse, at bidraget fra indsamling er i størrelsesordenen 70-150 PE/år i hver af påvirkningskategorierne. Variationen mellem scenarierne er i størrelsesordenen 5-10 PE/år inden for hver påvirkningskategori.

Forskellene mellem scenarierne 1-4 er små, men tendensen er, at kubeordningerne giver en større potentiel miljøbelastning end henteordningerne. Dertil kommer at eventuel mere kørsel i personbiler til kubestandpladserne ikke er inkluderet. I scenarie 6, hvor en del indsamlingen flyttes til personbiler er bedre end basisscenariet på nogle kategorier, men dårligere på andre. Det er derfor ikke entydigt, om det miljøbelastningen fra den lokale trafik forværres eller forbedres med mere kørsel til genbrugsstationerne.

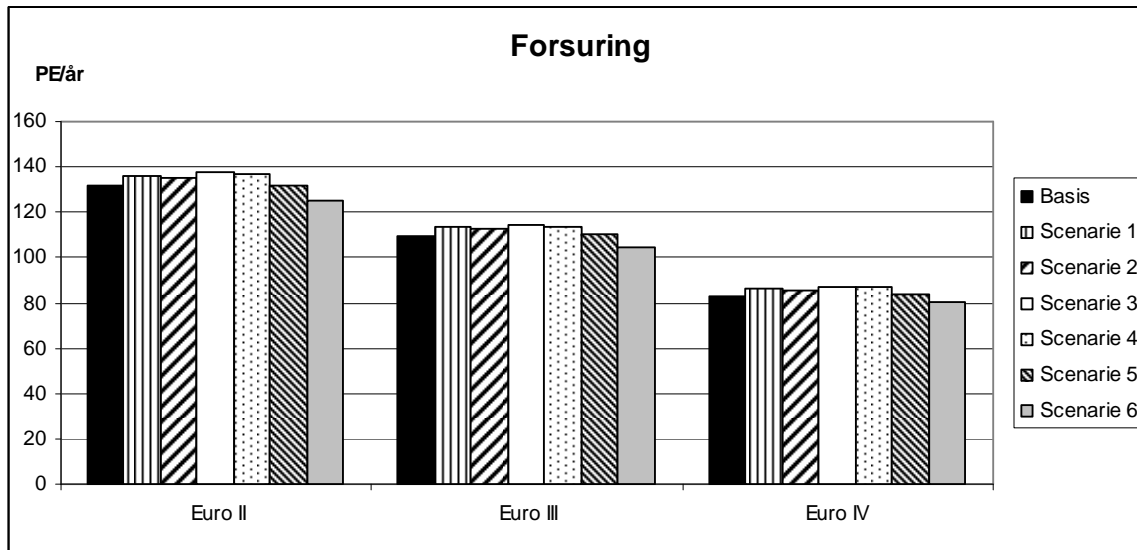


**Figur 29.** Potentielle miljøpåvirkninger fra indsamling i basisscenariet og scenarie 1-6.

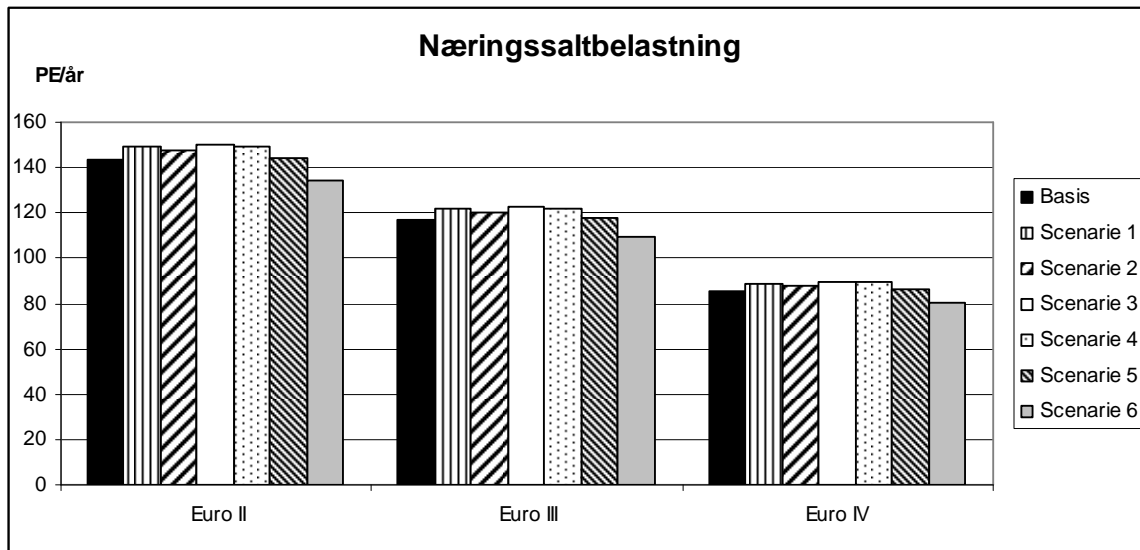
### 4.1.3 Eurostandarder

Nye køretøjer skal leve op til en given Euro-standard, som betyder, at de skal opfylde krav til emission af kulilte (CO), kulbrinter, kvælstofilter (NO<sub>x</sub>) og partikler. I LCA-modelleringen i dette projekt er der anvendt Euro III-standard, som blev implementeret i 2000. I 2005 trådte Euro IV-standard i kraft, og det må forventes, at indsamlingsbiler fremover vil leve op til denne standard. Der er her foretaget en sammenligning af, hvor meget valg af Euro-standard betyder i forhold til de forskelle, der er på indsamlingsordningerne i scenarierne. Dette er illustreret i Figur 30 til Figur 33 for de fire påvirkningskategorier, som influeres ved valg af Euro-standard. Udover Euro III- og Euro IV-standarderne vises også resultatet for Euro II-standard fra 1996. For forsuring, næringssaltbelastning og humantoksicitet via luft fremgår det tydeligt, at miljøbelastningen fra indsamling falder ved indførelse af nye standarder. I Århus Kommune vil anvendelse af køretøjer, der lever op til Euro IV-standard fremfor Euro III-standard betyde et fald på 25-35 PE/år i hver af de tre nævnte påvirkningskategorier. For fotokemisk ozondannelse er faldet blot 5 PE/år. Valg Euro-standard har således større betydning for miljøbelastningen end forskelle på indsamlingsordningerne i scenarierne har. Det skal dog understreges, at ændringerne mellem scenarierne kun vedrører en mindre del af affaldsmængden, mens Euro-standarderne forbedrer indsamlingen for hele affaldsmængden. Endvidere er der her kun vist resultater for indsamlingsordningerne for dagrenovation, men fordelene ved at skifte til Euro IV-standard vil også gælde for andre affaldstyper.

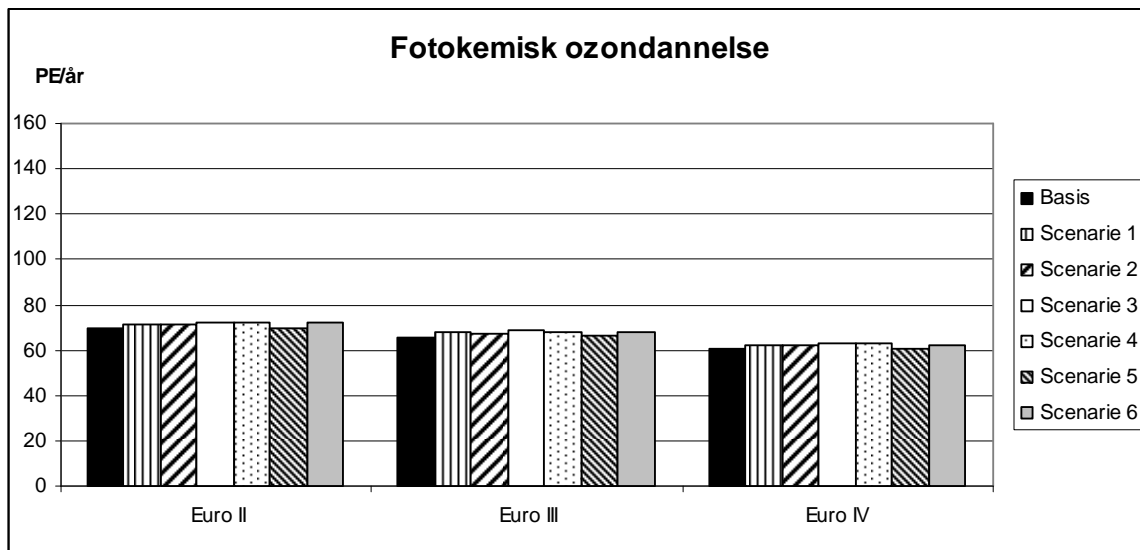
Euro V-standard implementeres først i 2009. Den stiller skrapere krav til emission af NO<sub>x</sub>, som bidrager til påvirkningskategorierne forsuring og næringssaltbelastning. Det betyder, at den potentielle miljøpåvirkning i disse kategorier fremover vil blive endnu mindre.



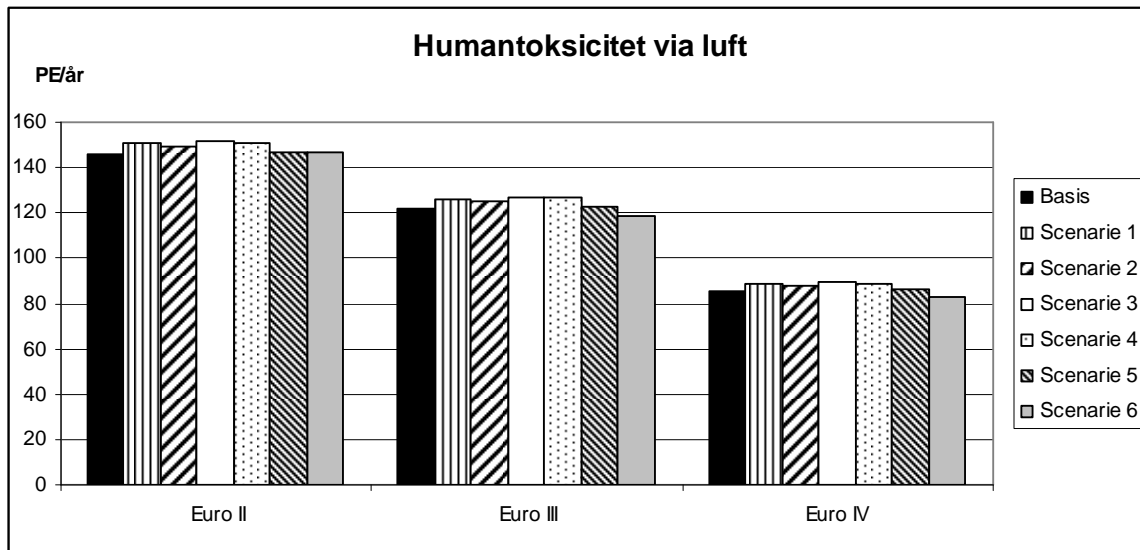
Figur 30. Potentiel forsuring ved indsamling for Euro-standarder II, III og IV.



**Figur 31.** Potentiel næringssaltbelastning ved indsamling for Euro-standarder II, III og IV.



**Figur 32.** Potentiel fotokemisk ozondannelse ved indsamling for Euro-standarder II, III og IV.



**Figur 33.** Potentiel humantoksicitet via luft ved indsamling for Euro-standarder II, III og IV.

## 4.2 Delkonklusion

At etablere en genanvendelsesordning, hvor affald flyttes fra restaffald til en ny fraktion, forårsager højere brændstofforbrug til indsamling. Som et konservativt skøn har vi antaget, at dieselforbruget bliver op til dobbelt så højt. Det gør væsentligt forskel, når man betragter miljøbelastning ved indsamling af den mængde affald, som man flytter fra restaffald til genanvendelse. Imidlertid viser fremtidsscenarierne, at de nye genanvendelsesordninger flytter en relativ lille del af den samlede affaldsmængde. Det skyldes, at affaldssystemet langt hen af vejen får fat i meget af det genanvendelige materiale. Derfor afviger miljøbelastningen fra indsamling i scenarierne kun ca.  $\pm 5\%$  i forhold til basisscenariet.

En måde at mindske miljøbelastningen på vil være at skifte til biler, der lever op til en nyere Euro-standard. Resultaterne viser, at skift fra Euro III-standard til Euro IV-standard på indsamlingsbiler og privatbiler, der kører med affald, vil reducere miljøbelastningen op til 30% (størst for påvirkningskategorien Humantoksicitet via luft). Det skal dog bemærkes, at emissionerne i virkeligheden også afhænger af forhold som fx vedligeholdelse, brændstofkvalitet, trafiktæthed og accelerationer. Potentiel drivhuseffekt, som er den største potentielle påvirkning, forårsages primært af udledning af kuldioxid. Dette er imidlertid ikke reguleret af Euro-standarderne. Så vidt vides søges bilers brændstoføkonomi kun forbedret gennem frivillige aftaler mellem regeringerne og bilindustrien.

Det kan konkluderes, at både selve brændstofforbruget på en indsamlingsordning og emissioner fra køretøjerne har væsentlig betydning for størrelsen af miljøbelastningen fra affaldsindsamling, men i det faktiske system, som er undersøgt her, ser sidstnævnte forhold ud til at være det vigtigste. Selvom øget genanvendelse forårsager højere brændstofforbrug til indsamling, så kan miljøbelastningen i et vist omfang reduceres ved at stille krav om nyere Euro-standard på bilerne.

---

## 5 Samlet opsummering

De gennemførte analyser af fremtidige systemer for dagrenovation sammenstilles i dette kapitel. Først opsummeres delkonklusionerne og dernæst analyseres sammenhængen mellem aspekterne af miljø, økonomi og service. Miljøvurderingens delkonklusioner for farligt affald, storskrald og indsamling opsummeres også. Til sidst opstilles en kort konklusion på projektet.

### 5.1 Formål med projektet

Det overordnede formål med dette projekt er:

- At undersøge hvor vigtige en række nye initiativer er for forbedring af affaldssystemet mht. miljømæssige, økonomiske og servicemæssige aspekter.
- At sammenstille resultaterne for miljø, økonomi og service i en integreret analyse.

Med hensyn til det første formål så viste vurderingen af det nuværende affaldssystem, at man i stort omfang opnår en række miljømæssige fordele ved den måde, affaldet behandles på i dag. Alligevel kan man pege på nogle mulige ændringer, som man formoder at forbedre systemet. For eksempel kan man prøve at genanvende mere plast og metal eller prøve at friholde det brændbare affald for tungmetaller, særligt kviksølv. Også emissioner fra forbrænding og transportmidler kan formentlig reduceres. Hvor meget, nye initiativer kan forbedre et på mange måder velfungerende system, er derfor relevant at undersøge.

Det andet formål er at lave en integreret analyse af flere aspekter. Udgangspunktet i miljøvurderinger er potentielt miljøforbedrende ændringer, men disse har konsekvenser for blandt andet økonomiske omkostninger og kundernes oplevelse af serviceniveauet. Der kan være økonomiske restriktioner på, hvad der kan lade sig gøre at indsamle. Et højt serviceniveau, der motiverer borgerne til at bruge affaldssystemet korrekt, forudsættes at være afgørende for, om nye initiativer kan fungere. Hvordan disse aspekter spiller sammen er derfor også relevant at undersøge.

### 5.2 Opsummering af resultater for dagrenovation

#### 5.2.1 Introduktion til fremtidsscenerierne

Det er tidligere vist, at der er miljø- og ressourcemæssige gevinster forbundet med kildesortering og genanvendelse af papir, glas, plast- og metalemballage (Merrild og Larsen 2008). Spørgsmålet har været, hvad der har størst betydning, hvis man vil udbygge affaldssystemet. I affaldssystemet i Århus Kommune udsorteres der i dag allerede 72% af den potentielle papirmængde og 52% af den potentielle glasmængde i dagrenovation. Plast- og metalemballage udsorteres ikke i det nuværende affaldssystem. Der er opstillet seks fremtidsscenerier, hvor forskellige typer af indsamlingsordninger vil kunne ændre den kildesorterede mængde af de nævnte materialer. Scenerierne, der refereres til, har følgende titler, og de er nærmere beskrevet i afsnit 2.1 samt bilagsrapport 8 (Larsen og Møller 2008):

**Scenarie 1: Husstandsindsamling.** Alle husstande får beholdere til indsamling af de genanvendelige fraktioner samt restaffald.

---

**Scenarie 2: Husstandsindsamling med begrænsninger.** Kun husstandsindsamling af papiraffald og restaffald pga. pladsbegrænsninger ved husstandene. Øvrige genanvendelige fraktioner indsamles ved kuber.

**Scenarie 3: Husstandsindsamling med valgfrihed.** Som scenarie 1, men det er frivilligt, hvilke beholdere man ønsker ved husstanden. Øvrigt genanvendeligt affald afleveres ved kuber.

**Scenarie 4: Kubeordninger.** Alle genanvendelige fraktioner indsamles ved kuber.

**Scenarie 5: Afhentning med storskraldsordninger.** Eneste ændring er, at plast- og metalemballage indsamles med henteordninger for storskrald og på genbrugsstationer.

**Scenarie 6: Genbrugsstationer.** Genanvendelige fraktioner indsamles på genbrugsstationer, men til gengæld nedlægges kubeindsamling. Borgerne skal kun have en beholder til restaffald, men det er muligt at tilvælge papirbeholder også.

Desuden indgår det nuværende affaldssystem som et basisscenarie, de andre scenarier sammenlignes med.

Århus Kommune genererede i 2005 91.650 ton dagrenovation, hvor af 22.738 ton eller 25% blev udsorteret til genanvendelse ved kilden. Resten blev sendt til forbrænding. Den potentielle mængde af genanvendeligt materiale i dagrenovation og mulige udsorteringsgrader (sorteringseffektiviteter) i fremtidsscenarierne er estimeret af DTU Miljø. Den største grad af genanvendelse opnås i scenarie 1 om husstandsindsamling, hvor mængden af genanvendeligt affald øges til 28.360 ton svarende til 31% af dagrenovationsmængden. I de følgende scenarier falder den samlede mængde affald til genanvendelse gradvist, og i scenarie 6 genanvendes blot 20% af mængden. Der er imidlertid også forskel på, hvor meget af hver materialetype, der udsorteres i scenarierne. Der er i alle tilfælde sat fokus på indsamling af papir inden for rammerne af scenariet, fordi det er den største af de genanvendelige fraktioner. Derfor skal borgerne kunne komme af med papiraffald på en fornuftig måde. Derudover er der foreslået forskellige måder at indsamle glas, plast- og metalemballage på. Papir og de øvrige affaldstyper indsamles således i varierende forhold scenarierne imellem.

### 5.2.2 Miljøvurdering

Miljøvurderingen er udført som en livscyklusvurdering, hvor alle relevante opstrøms- og nedstrømseffekter af ændringer i affaldssystemet kvantificeres. Det er undersøgt, hvorledes miljøbelastningen og ressourceforbruget i fremtidsscenarierne påvirkes i forhold til situationen i basisscenariet, det nuværende affaldssystem. Resultaterne viser, at scenarier med en høj grad af genanvendelse også opnår de største miljø- og ressourcemæssige besparelser. Både udsortering af papir, glas, plast, jern og aluminium bidrager her til. Målt på de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier er besparelserne ved at øge genanvendelsen i størrelsesordenen 0-300 PE (personækvivalenter) per år for den samlede mængde dagrenovation. En PE svarer til en gennemsnitsdanskers årlige miljøbelastning i den pågældende kategori. For de toksiske miljøpåvirkninger er besparelserne beregnet at være op til 2.600 PE per år, men generelt er der større usikkerhed på beregning af toksiske miljøpåvirkninger.

Opgjort per ton er der i de fleste miljøpåvirkningskategorier mindst besparelse ved at udsortere papir, men til gengæld er mængden af papir stor sammenlignet med de øvrige genanvendelige materialer i dagrenovation. Det vurderes, at der trods den høje sorteringseffektivitet stadig er et

---

væsentligt potentiale for at indsamle mere papir. Det skal dog nævnes her, at miljøvurderingen viste, at genanvendelse af papir vil medføre mindre potentiel besparelse på drivhuseffekt end forbrænding. For næringssaltbelastning og forsuring, som også er to vigtige påvirkningskategorier, er besparelserne dog større ved genanvendelse end ved forbrænding. Gevinsten ved at genanvende papir afhænger af hvilken teknologi, der anvendes på henholdsvis forbrændingsanlægget og genanvendelsesanlægget (forbrændingsanlægget i Århus Kommune har en effektivt energiudnyttelse). For papirgenanvendelse er der anvendt data for den bedste tilgængelige teknologi opgjort som et gennemsnit af flere anlæg (Frees et al. 2005). Både forbrænding og genanvendelse er således modelleret som moderne, effektive teknologier, og derfor er resultatet, at forbrænding i nogle påvirkningskategorier, fx drivhuseffekt, er marginalt bedre end genanvendelse.

For de øvrige materialer - glas, plast, jern og aluminium - er der klare fordele ved at kildesortere og efterfølgende genanvende disse. Kun plast bidrager positivt til affaldets brændværdi. Selvom energien udnyttes ved forbrænding, er de miljømæssige besparelser vurderet at være større ved genanvendelse. Jern og aluminium kan i et vist omfang genvindes fra slaggen, men udbyttet vil være større i en velfungerende kildesorteringsordning, og kvaliteten vil formentligt også være bedre. Den foreslåede fraktion af emballageaffald (plast, jern og aluminium) udgør ca. 3% af hele dagrenovationsmængden. Selvom det er en relativt lille mængde, så er de miljømæssige besparelser på højde med besparelserne ved øget udsortering af papiraffald. Plast udgør en meget større andel af dagrenovation, men kun en lille del af det er direkte egnet til genanvendelse.

De ikke-toksiske påvirkningskategorier hænger nøje sammen med energiforbrug og energibesparelser i affaldssystemet. Da genanvendelse af glas, jern, aluminium og plast er mere energibesparende end forbrænding, har scenarier med høj grad af genanvendelse også det bedste resultat for de ikke-toksiske miljøpåvirkninger. Som ovenfor nævnt er forbrænding af papir marginalt bedre end genanvendelse i kategorien drivhuseffekt, og det afspejler sig også i resultaterne.

Resultatet for de toksiske påvirkningskategorier viser også en forbedring ved at øge genanvendelsen, men disse resultater er generelt set mere usikre. Genvinding af metaller er det vigtigste forhold, som mindsker miljøbelastningen på disse kategorier. Det skyldes, at miljøpåvirkninger fra minedrift og oparbejdning af nye ressourcer undgås.

Ressourcemæssigt er der i de fleste scenarier en lille besparelse i forbruget af fossile brændsler ved øget genanvendelse. Ændringerne er i størrelsesordenen 10 PR (personreserver). En PR er den mængde af tilgængelig råstofreserve, der er til rådighed for en person og dennes efterkommere. Til sammenligning er besparelserne for metalressourcerne 40-160 PR i scenarierne. Omregnet til energienheder opnås der i scenarierne besparelser i fossile brændsler på op til 9 TJ i forhold til basisscenariet.

### 5.2.3 Økonomivurdering

De budgetøkonomiske konsekvenser af at ændre på indsamlingsordningerne for dagrenovation er undersøgt. Vurderingen vedrører udelukkende kommunens direkte udgifter til indsamling og behandling af affald. Enhedsomkostninger for indsamling og behandling af de forskellige fraktioner viser, at både indsamlings- og behandlingsomkostninger er højere for restaffald end for andre fraktioner (undtagen storskralsordningen). Det vil sige, at der er en økonomisk fordel ved at flytte affald fra restaffald til genanvendelige fraktioner. Scenarier med størst grad af genanvendelse giver også de største besparelser. Imidlertid varierer besparelserne per ton materiale en del. De er størst

---

for metal, efterfulgt af glas, papir og plast. Alle materialerne bidrager væsentligt til ændringerne i scenarierne, men plast vurderes at være det mindst betydningsfulde materiale. Det skyldes, at plast har den laveste besparelse ved at flytte et ton fra forbrænding til genanvendelse, samtidig med at mængden er relativt lille.

Henteordninger er dyrere end bringeordninger. Alligevel er omkostningerne mindst i de scenarier, der har henteordninger, fordi der udsorteres mere affald til genanvendelse, og restaffaldsmængden reduceres. I det bedste tilfælde er besparelsen beregnet til 4,1 mio. DKK. Genbrugsstationerne er det mindst attraktive alternativ, da genanvendelsesgraden vurderes at falde i dette system, hvilket medfører højere omkostninger. Her er merudgiften til indsamling og behandling af affald beregnet til 4,4 mio. DKK.

#### **5.2.4 Servicevurdering**

Serviceniveauet i de opstillede scenarier er vurderet af medarbejderne i Århus Kommune. Det er således deres mening om, hvordan nye indsamlingsordninger vil påvirke serviceniveauet, der er analyseret. Servicemæssigt er henteordninger på niveau med det nuværende serviceniveau, mens bringeordninger til kuber og genbrugsstationer samt storskraldsordningen vurderes at være dårligere. Henteordninger er acceptable, fordi de har fordele i form af, at de giver mindre påvirkning af det offentlige rum, giver borgerne kortere afstande til opsamlingsstedet og fremstår som samlede løsninger; men det sker på bekostning af borgernes private rum. Et system bygget op omkring en form for bringeordning vurderes at være den dårligste løsning. Det skyldes, at afstanden til opsamlingsstedet er længere for borgerne, og at dette favoriserer de mest mobile borgere. Valgfrihed for borgerne er også en væsentlig faktor, og derfor er scenarie 3 med valgfrie løsninger den bedste løsning i servicevurderingen.

#### **5.2.5 Kommentarer til forudsætninger**

Resultaterne af miljøvurderingen og økonomivurderingen er baseret på antagelser om, hvor meget genanvendeligt materiale, der kan udsorteres ved kilden. Sorteringseffektiviteterne er skønnet ud fra erfaringer fra andre analyser af indsamlingssystemer. Om samme effektivitet kan opnås i Århus Kommune, vil afhænge af andre faktorer såsom informationsniveau, borgernes motivation og den indsats, der kræves af dem.

En anden vigtig forudsætning er, at de udsorterede materialer ikke indeholder uønskede materialer og genstande. Hvis fraktionerne ikke er tilstrækkeligt rene, vil de ikke kunne leve op til de behandlingsformer og priser, som er anvendt i denne rapport. Igen vil dette afhænge af driften af det faktiske system i kommunen.

Det skal også understreges, at scenarierne vedrører relativt små ændringer i det nuværende affaldssystem. De omhandler kun dagrenovation, og resultaterne kan ikke direkte overføres til andre affaldstyper. Hvis fx sammensætningen af det forbrændingsegnede affald ændres væsentligt, vil det påvirke driften af forbrændingsanlægget. I sådan et tilfælde vil resultaterne i denne rapport muligvis ikke være fuldt gyldige for den nye situation.

### **5.3 Sammenstillet vurdering af miljø, økonomi og service**

Nedenstående resultatskema i Tabel 16 viser en bedømmelse af fremtidsscenarierne mht., om de vurderes at være en bedre eller dårligere løsning end det nuværende affaldssystem. Der er opstillet seks bedømmelsesparametre, hvor af de første fire relaterer sig til livscyklusvurderingen. De afspejler resultaterne af henholdsvis de ikke-toksiske påvirkningskategorier, de toksiske



påvirkningskategorier, fossile energiresourcer opgjort i energiindhold og metalressourcer opgjort i personreserver. De to sidste parametre indikerer resultaterne af henholdsvis økonomivurderingen og servicevurderingen. Tegnene (+, 0, -) viser, om fremtidsscenarioet på den givne parameter opnåede et resultat bedre, på niveau med eller dårligere end det nuværende affaldssystem, som er repræsenteret ved et basisscenarie. Et tegn fremhævet med fed skrift viser, at scenarioet var det bedste af scenarierne på denne parameter, mens et tegn med grå skrift viser, at det var det dårligste scenario på den givne parameter. Tegnene fortæller ikke noget om ændringernes størrelse, dvs. de forholder sig ikke til om ændringen er stor/væsentligt eller lille/ubetydelig. Parametrene er heller ikke vægtede. Det vil sige, at vi med denne metode ikke forholder os til vigtigheden af hver parameter. De skal blot illustrere mulige konsekvenser af at implementere nye affaldsordninger.

**Tabel 16.** Samlet vurdering af miljø, økonomi og service i fremtidsscenerierne i forhold til basisscenariet.

	<u>Scenarie 1</u> Henteord.	<u>Scenarie 2</u> Henteord. + kuber	<u>Scenarie 3</u> Valgfri henteord.	<u>Scenarie 4</u> Kuber	<u>Scenarie 5</u> Storskralds- ordning	<u>Scenarie 6</u> Genbrugs- stationer
Ikke-toksiske miljø.	+	+	+	+	+	-
Toksiske miljøpåv.	+	+	+	+	+	+
Energi – fossilt	+	-	+	+	+	-
Metalressourcer	+	+	+	+	+	+
Økonomi	+	+	+	+	0	-
Service	0	0	+	-	- (*)	-

(\*) I servicevurderingen er scenarie 5 revideret til at omfatte alle typer af genanvendeligt materiale, og ikke kun emballageaffald.

Parametrene ikke-toksiske miljøpåvirkninger, toksiske miljøpåvirkninger, metalressourcer og økonomi relaterer sig direkte til graden af genanvendelse i scenarierne. Derfor er scenarie 1, hvor den højeste genanvendelsesprocent opnås for alle materialer, vurderet at være det scenario, som giver de største miljømæssige og økonomiske forbedringer i forhold til det nuværende system. Tilsvarende vurderes scenarie 6 med den laveste grad af genanvendelse at være en forværring i forhold til det nuværende system. Alle scenarier er dog lidt bedre end det nuværende system målt på parametrene toksicitet og metalressourcer, hvilket skyldes udsortering af metalemballage. Scenarie 5 er en smule værre end scenarie 6 på disse parametre, da udsorteringen af metalemballage er lavest her. Forbruget af fossile brændsler er opgjort efter deres energiindhold. I scenarier med øget genanvendelse, opnås en besparelse af fossile brændsler. Undtagelsen er scenarie 2 og 6, hvor det vægtigste materiale er papir, hvis behandling ikke medfører øget besparelse af fossile brændsler. Servicevurderingen adskiller sig fra de øvrige parametre, da kun ét scenario vurderes at være bedre end det nuværende system. Systemer baseret på kubeordninger, storskraldsordninger eller genbrugsstationer (scenarie 4, 5, 6) opleves som en servicemæssig forværring, mens henteordninger (scenarie 1, 2, 3) er acceptable. Valgfrihed er dog den udslagsgivende faktor, og derfor er scenarie 3 bedst.

Overordnet set er scenarie 1-4 med varierende grad af henteordninger suppleret med bringeordninger bedre end det nuværende system mht. miljøpåvirkninger, ressourceforbrug og økonomi. Genanvendelse af alle materialerne (papir, glas, plast- og metalemballage) bidrager dertil. Selvom enhedsomkostningerne for henteordninger er højere end for bringeordninger, opvejes omkostninger af, at graden af genanvendelse er højere. Scenarie 1 med henteordninger for alle fraktioner er vurderet at være det bedste system. Som vist følges miljømæssige og økonomiske aspekter ad, men det forholder sig anderledes med serviceniveauet. Tages serviceniveau, især aspektet af valgfrihed, med i betragtningen, er scenarie 3 det bedste system. Samtidig vurderes

---

henteordningerne at være en smule bedre bringeordninger, servicemæssigt set. Systemet med genbrugsstationer er en forværring i forhold til det nuværende system. Effekten af at flytte genanvendelige fraktioner over i storskraldsordninger er også tvivlsom, da mængden skønnes lille og omkostningerne til indsamling er relativt høje.

## 5.4 Andre forbedringer af systemet

De opstillede scenarier omhandlede dagrenovation, men affaldstyperne storskrald og farligt affald er også inkluderet i miljøvurderingen af det nuværende affaldssystem. Ud fra de foreliggende analyser kan man konstatere, at udledning af tungmetaller, især kviksølv, er en væsentlig miljøpåvirkning i det nuværende system. Det vurderes, at der er et væsentligt potentiale for at nedbringe toksiske påvirkninger ved at friholde det forbrændingsegnete affald for tungmetaller. For batterier og elektronikaffald er det skønnet, at genanvendelse vil give mindre udledning af tungmetaller til miljøet samt give væsentlige ressourcebesparelser ved genvinding af metaller. Det er dog ikke analyseret hvilke øvrige materialer, der bør udsorteres, og hvordan man kan etablere dette. Men det skønnes, at fokus på tungmetaller er mindst lige så vigtigt som genanvendelse af andre materialer. Malingaffald er ligeledes undersøgt med hensyn til dets indhold af tungmetaller. Analyserne viste, at blandet malingaffald ikke har et væsentligt højere tungmetalindhold end dagrenovation. Det kan derfor med fordel brændes på et affaldsforbrændingsanlæg, hvor energiudnyttelsen er større end på et specialforbrændingsanlæg, hvor malingaffald normalt destrueres.

Betydningen af selve indsamlingen af affaldet er også undersøgt. Det er vurderet, at selvom flere genanvendelsesordninger betyder højere brændstofforbrug til indsamling og transport, så sættes gevinsten ved at genanvende frem for at forbrænde ikke over styr. Det er også vurderet, at opgradering fra indsamlingsskøretøjer, der lever op til Euro III-standarden, til Euro-IV-standarden vil give en miljøforbedring på grund af mindre emission af miljø- og sundhedsskadelige stoffer fra motorerne. Forbedringen er lidt mindre end de forbedringer, der ifølge scenarierne kan opnås ved øget genanvendelse. Det samme gælder antageligt også for køretøjer til længere transport af affaldet.

## 5.5 Konklusion

En vigtig erkendelse af denne integrerede analyse af miljø, økonomi og service på et affaldssystem er, at det miljømæssigt og økonomisk set er fornuftigt at øge genanvendelsen af papir, glas, plast og metal fra dagrenovation, fordi materialerne er ressourcer, der kan genvindes, så udvinding af nye ressourcer undgås. Imidlertid er affaldssystemet i forvejen udbygget med indsamling papir og glas, og derfor er det relativt små mængder, man yderligere kan udsortere. Analysen har haft fokus på genanvendeligt plast og metal i form af emballageaffald, men disse materialer findes også i mange andre produkter, som havner i dagrenovation. Potentialet for genanvendelse kan derfor være større end det, der er beregnet i denne undersøgelse. Alle de undersøgte materialer vurderes i et vist omfang at bidrage til de miljømæssige og økonomiske forbedringer, der kan opnås ved øget genanvendelse.

Det er vurderet, at mere kildesortering bedst kan opnås med øget husstandsindsamling af fraktioner, evt. kombineret med bringeordninger til kuber og genbrugsstationer. Servicemæssigt er husstandsindsamling acceptabelt sammenlignet med det nuværende affaldssystem, men valgfrihed til ordningerne er det vigtigste serviceaspekt. Omlægning til stigende brug af genbrugsstationerne til dagrenovationsfraktioner vurderes at forværre affaldssystemet, da det er tvivlsomt, om det på nogen

---

måder kan øge graden af genanvendelse. Samtidig vil det være dyrere og serviceniveauet være lavere end i det nuværende system.

Selvom hovedfokus i denne undersøgelse har været på genanvendelse af dagrenovation, så bør reduktion af miljøpåvirkninger fra tungmetalholdigt affald og transport også i fremtiden være et indsatsområde i forhold til at forbedre affaldssystemet miljømæssigt set.

---

## 6 Referencer

- Århus Kommune Affald og Varme 2006. Indstilling til Århus Byråd via Magistraten: Anlægsbevilling til nedgravede containere i midtbyen til dagrenovation, papir og glas i det offentlige rum.
- Fisher, K., Wallén, E., Laenen, P. P. og Collins, M. 2006. Battery Waste Management Life Cycle Assessment. Defra.
- Fjelsted, L. 2007. Bilagsrapport 6: Analyse af batterier fra husholdninger i Århus Kommune. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Fjelsted, L. og Larsen, A. W. 2008. Bilagsrapport 7: Analyse af malingaffald fra husholdninger i Århus Kommune. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.
- Frees, N., Hansen, M. S., Ottosen, L. M., Tønning, K. og Wenzel, H. 2005. Miljømæssige forhold ved genanvendelse af papir og pap. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. nr. 1057 2005.
- Hamann, D. 2008. E-mail kommunikation maj 2008.
- Kranert, M., Schultheis, A. og Steibach, D. 2004. Methodology for evaluating the overall efficiency of collection/transport in Europe, comparable data and suggestion for improving process efficiency analyzed within the project. In AWAST Deliverable 9.
- Larsen, A. W. 2008b. Internt projekt om vurdering af kvalitet af offentlige serviceydelser.
- Larsen, A. W. 2008a. Bilagsrapport 4: Systembeskrivelse for affaldsindsamling Århus Kommune. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.
- Larsen, A. W. 2005. Miljøvurdering af storskrald. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Larsen, A. W. og Fjelsted, L. 2007a. Bilagsrapport 2: Systembeskrivelse for storskrald Århus Kommune. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Larsen, A. W. og Fjelsted, L. 2007b. Bilagsrapport 3: Systembeskrivelse for farligt affald Århus Kommune. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Larsen, A. W., Merrild, H., Møller, J., Fjelsted, L. og Christensen, T. H. 2007. Livscyklusvurdering og økonomisk vurdering af husholdningsaffald i Århus Kommune, Nuværende system, Dagrenovation, storskrald og farligt affald. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

---

Larsen, A. W. og Møller, J. 2008. Bilagsrapport 8: Scenarier for det fremtidige affaldssystem i Århus Kommune. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

Merrild, H. 2007a. Bilagsrapport 1: Systembeskrivelse for dagrenovation Århus Kommune. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Merrild, H. 2007b. Bilagsrapport 5: Datagrundlag for økonomiske beregninger. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Merrild, H. og Larsen, A. W. 2008. Internt notat: Råderum for separat indsamling af genanvendelige materialer. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

Riber, C. 2007. Forbrænding af affald på Affaldscenter Århus Forbrændingsanlæg. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Riber, C. 2008. Sporing af tungmetaller i husholdningsaffaldet. DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet.

Stranddorf, H. K., Hoffmann, L. og Schmidt, A. 2005. Påvirkningskategorier, normalisering og vægtning i LCA - opdatering af udvalgte UMIP97-data. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Miljønyt nr. 77.

Wenzel, H., Hauschild, M. og Alting, L. 1997. Environmental Assessment of Products. Volume 1 Methodology, tools and case studies in product development. Kluwer Academic Publishers.